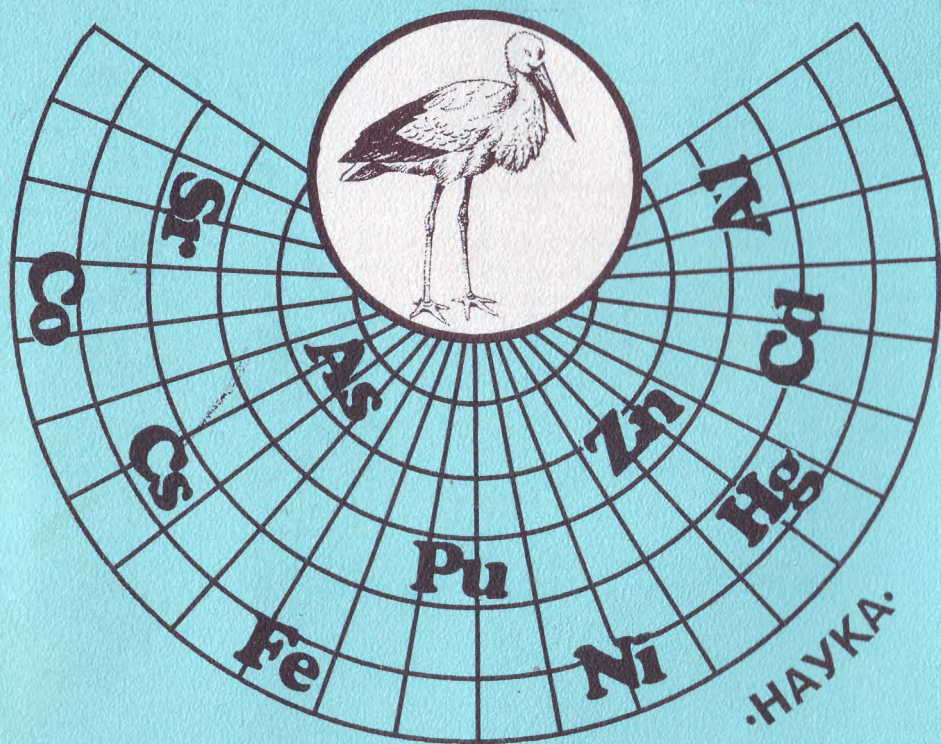


Н.В. ЛЕБЕДЕВА

ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ И БИОГЕОХИМИЯ ГЕОГРАФИЧЕСКИХ ПОПУЛЯЦИЙ ПТИЦ



·НАУКА·

РОССИЙСКАЯ
АКАДЕМИЯ
НАУК



МИНИСТЕРСТВО ОБЩЕГО
И ПРОФЕССИОНАЛЬНОГО
ОБРАЗОВАНИЯ
РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ

ИНСТИТУТ ПРОБЛЕМ
ЭКОЛОГИИ И ЭВОЛЮЦИИ
ИМ. А.Н. СЕВЕРЦОВА

РОСТОВСКИЙ
ГОСУДАРСТВЕННЫЙ
УНИВЕРСИТЕТ

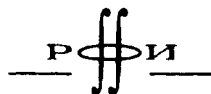
Н.В. ЛЕБЕДЕВА

ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ И БИОГЕОХИМИЯ ГЕОГРАФИЧЕСКИХ ПОПУЛЯЦИЙ ПТИЦ



МОСКВА · НАУКА · 1999

УДК 598.8:623.454.836
ББК 28.69
Л 33



Издание осуществлено при поддержке
Российского фонда фундаментальных исследований
по проекту № 98-05-78031

Ответственный редактор
член-корреспондент РАН *Д.А. Криволицкий*

Рецензенты:
академик *В.Н. Большаков*,
кандидат географических наук *И.Н. Дроздов*

Лебедева Н.В.

Экотоксикология и биогеохимия географических популяций птиц. – М.: Наука, 1999. – 199 с., ил.

ISBN 5-02-004450-4

Книга содержит результаты анализа накопления экологических токсикантов (радионуклидов, тяжелых металлов, хлорорганических ксенобиотиков) в организме диких птиц в разных районах России и некоторых других странах. Рассматриваются проблемы влияния экотоксикантов на популяции птиц, особенности накопления химических элементов птицами из разных географических популяций. Впервые приведены данные по 72 химическим элементам, присутствующим в организме птиц.

Для биологов, экологов, зоологов, орнитологов и всех интересующихся охраной живой природы.

ГП-99-И, № 197

ISBN 5-02-004450-4

© Издательство "Наука", 1999

ВВЕДЕНИЕ

Всесторонний экологический контроль состояния окружающей человека среды – актуальная задача ученых всех стран. Не составляет исключения и Россия, где разработке методологии и совершенствованию средств экологического контроля и биомониторинга уделяется постоянное внимание. В 1985 г. Верховный Совет СССР после рассмотрения вопроса об охране природы в стране принял постановление о выполнении комплекса изысканий с целью перевода всей системы государственного контроля загрязнения среды на экологическую основу. Реализации задачи охраны живой природы и созданию эффективной системы экологического мониторинга служит Международная конвенция о сохранении биологического разнообразия (Рио-де-Жанейро, 1992), подписанная ныне более чем 180 странами, в том числе Россией. При решении этих задач одним из обязательных объектов биомониторинга, на наш взгляд, должны являться дикие птицы, поскольку их сообщества обладают огромным таксономическим и экологическим разнообразием. Они представляют собой удобный объект для наблюдения, хорошо изучена их биология, разработаны меры охраны и средства мониторинга, а в перспективе вся система наблюдений может вестись недеструктивными методами, чем птицы как объект мониторинга выгодно отличаются от большинства других животных.

Теоретической основой популяционной экотоксикологии птиц послужили представления о популяционной экологии животных, заложенные С.С. Шварцем (Шварц, 1954б, 1958, 1967, 1980; Шварц и др., 1968) в учении о морфо-физиологических индикаторах состояния популяций животных и оформленные в виде самостоятельного научного направления В.С. Безелем и В.Н. Большаковым (1987, 1994). Применительно к птицам проведение экотоксикологических популяционных исследований стало возможным благодаря разработанности в России экологии географических и локальных популяций птиц, созданной на протяжении полувека трудами А.С. Серебровского (1926–1927), А.Н. Промптова (1934, 1936), М.А. Мензбира (1927), Г.П. Дементьева (1938, 1940, 1948, 1954, 1957, 1962), В.Ф. Ларионова (1938), Ю.С. Исакова (1948, 1949, 1963), а впоследствии работами Н.П. Наумова (1963, 1967), И.А. Шилова (1985, 1977, 1997), Г.Н. Симкина (Симкин, Ильичев, 1965; Симкин, Штейнбах, 1980; Симкин, 1982), Н.П. Дубинина (1966), В.М. Поливанова (1960, 1981, 1995) и многих других орнитологов.

Еще одной научной базой для проводимых нами исследований стала методология экологического мониторинга, изложенная в работах Ю.А. Израэля (1979), А.В. Макрушина (1974, 1978), К.С. Бурдина (1985), Д.А. Криволицкого (1985, 1994) и других экологов, которая

привела к формированию вывода, закрепленного в решениях Международной комиссии по радиационной безопасности в Вене (1996) о том, что именно популяционный уровень исследования биоты в зонах загрязнения является наиболее методически удобным, воспроизводимым и показательным при проведении наблюдений по биоиндикации, оценке качества окружающей среды и степени экологического риска. Популяционной экологией в последнее время стали широко пользоваться и при проведении природоохранных мероприятий (Сулей и др., 1989) для сохранения редких видов и биологического разнообразия.

Одним из междисциплинарных научных направлений, занимающихся изучением опасности загрязнения окружающей среды с экологических позиций с целью защиты живых организмов от поражения вредными веществами, находящимися в окружающей среде, является экологическая токсикология, или экотоксикология.

Экотоксикология как термин, определяющий самостоятельное научное направление, введен в 1969 г. R. Truhaut (1977), когда при международном научном комитете по проблемам окружающей среды (СКОПЕ) была организована специальная Рабочая комиссия по экотоксикологии. Эта комиссия сформулировала основные направления работ по экотоксикологии и приняла первое официальное определение, согласно которому экотоксикология представляет собой междисциплинарное научное направление, изучающее действие вредных химических веществ, находящихся в окружающей среде, на живые организмы, их популяции, входящие в состав экосистем, от микроорганизмов до человека.

Впоследствии по мере развития работ по проблемам экотоксикологии была уточнена область научных интересов этого направления и круг решаемых задач. В 1978 г. на конференции СКОПЕ было принято уточненное определение экотоксикологии, применяемое до сих пор: "Экотоксикология – междисциплинарное научное направление связанное с токсическими эффектами химических веществ на живые организмы, преимущественно на популяции организмов и биоценозы, входящие в состав экосистем. Она изучает источники поступления вредных веществ в окружающую среду, их распространение и превращение в окружающей среде, действие на живые организмы".

На начальном этапе развития экотоксикологии широкое распространение получили исследования на организменном уровне, в основе которых было изучение распределения токсических веществ в организме и пути их поступления. Экологическое исследование получили новый импульс в изучении наземных экосистем и сконцентрировались на токсикантах, имеющих промышленный генезис, лишь в последние полтора десятилетия. А после Чернобыльской экологической катастрофы усилился интерес к воздействию радионуклидов на популяции и экосистемы. Характерной особенностью экотоксикологии, вытекающей из приведенного выше определения, является то, что в отличие от традиционной медицинской токсикологии она изучает токсическое воздействие как на индивидуальные организмы, так и на их популяции. Вторая группа особенностей экотоксикологии связана с

тем, что при изучении токсического воздействия на популяционном уровне возрастает значение окружающей среды как активного фактора, влияющего на поведение экотоксиканта и проявление токсических и других свойств. Применение системного подхода является важным условием эффективного решения сложных многоступенчатых задач экотоксикологии.

В последние годы экотоксикология все более активно утверждает свои позиции как актуальное и дееспособное научное направление. Об этом свидетельствует организация Международного общества экотоксикологов, Общества экологической токсикологии и химии (СЕТАК), регулярное проведение национальных и международных конференций и симпозиумов. Большое значение этому направлению придадут международные неправительственные организации, такие как СКОПЕ, ЮНЕП, ВОЗ и др., при поддержке которых проводятся научные совещания различных уровней, издаются несколько десятков специализированных научных журналов.

В нашей стране исследовательские работы по проблемам экотоксикологии ведутся почти столетие, хотя сам термин пока не получил широкого распространения. Основные вопросы экотоксикологии находят отражение в программах работ по экологическим и гигиеническим аспектам охраны окружающей среды: исследование распространения и превращения экотоксикантов в почве, воде, атмосфере, растениях, животных и в трофических цепях, заканчивающихся человеком, прогнозирование опасности загрязнения окружающей среды для людей, животных и растений и экосистем в целом; исследование механизма токсичности и разработка критериев оценки вредного воздействия экотоксикантов; разработка гигиенических основ регламентации поступления экотоксикантов в окружающую среду; разработка методов анализа экотоксикантов в объектах окружающей среды, диагностики, лечения и профилактики поражений и др.

Приоритетными научными направлениями, обеспечивающими выполнение указанных выше программ, являются следующие направления.

Исследование источников поступления экотоксикантов и изучение их судьбы в абиотических компонентах экосистем.

Исследование биодоступности экотоксикантов, биоаккумуляции и метаболизма в живых организмах.

Изучение токсического действия экотоксикантов и продуктов их трансформации в окружающей среде (Соколов и др., 1986).

Практическими результатами исследований по указанным направлениям является разработка рекомендаций и проведение комплекса правовых, технологических, медицинских и санитарно-гигиенических мероприятий по контролю и снижению уровня загрязнений. В основе разработки таких мероприятий и рекомендаций положена концепция гигиенического регламентирования вредных факторов окружающей среды, включающая установление количественных значений предельно-допустимых концентраций (ориентировочных безопасных уровней воздействия) экотоксикантов в воздухе, воде, почве, продуктах питания.

По оценкам специалистов в мире существует около 63 тыс. используемых человеком химических веществ, среди которых около 3 тыс. составляют 90% от массы всех веществ, производимых промышленностью. Ежегодно синтезируется около 200–1000 новых веществ, экологическое воздействие которых совершенно неизвестно (Moriarty, 1993). Многие страны запрещают использование новых веществ до проверки их экологического воздействия.

Основными источниками загрязнения среды химическими веществами являются следующие:

- теплоэлектроцентрали, загрязняющие атмосферу токсическими продуктами горения (окись углерода, окислы серы, тяжелые продукты неполного сгорания углеводородов, частицы сажи, являющиеся носителями канцерогенных полициклических углеводородов);

- вредные отходы химической, нефтехимической, металлургической, целлюлозно-бумажной и других отраслей промышленности, поступающие в атмосферу с газообразными продуктами, в водоемы со сточными водами и в почву при захоронении твердых отходов;

- различные виды транспорта (автомобильный, авиационный, морской и речной), работающие на нефтяном топливе или на природном газе, выхлопные газы которых содержат окись углерода, окислы азота, сажу и другие продукты неполного сгорания топлива и присадок, в особенности частицы свинца из антидетонаторной присадки тетраэтилсвинца;

- предприятие различных отраслей промышленности, использующие асбест, полихлорированные бифенилы, химические антисептики для пропитывания древесины, различные растворители;

- производство и применение радиоактивных веществ различного назначения;

- применение в сельском и лесном хозяйстве химических средств защиты растений и средств борьбы с сорной растительностью (пестицидов и гербицидов), применение биологически активных добавок в корм домашним животным;

- применение химико-фармацевтических и косметических средств, химических добавок к пищевым продуктам (консервантов, отдушек, пищевых красителей, вкусовых добавок и пр.), применение продуктов бытовой химии (синтетических моющих средств, дезинфектантов, растворителей, красителей и пр.);

- природные (не антропогенные) токсичные продукты – микротоксины некоторых грибов, среди которых наиболее опасными являются афлотоксины, биотоксины гидробионтов, например моллюсков, ракообразных и рыб.

Поступающие в окружающую среду химические продукты распространяются и трансформируются в атмосфере, почве и водоемах. Они могут вступать во взаимодействие с природными веществами, поглощаться и преобразовываться ими, аккумулироваться и метаболлизироваться живыми организмами.

Способность экотоксикантов распространяться на большие расстояния в атмосфере зависит от их химических, физических и физико-

химических свойств, таких как летучесть и испаряемость, растворимость и адсорбируемость почвой, стойкость к гидролизу и фотолузу, устойчивость к их разложению микроорганизмами. Совокупность высоких значений указанных и некоторых других свойств объединяется общим понятием персистентность и показывает способность экотоксикантов длительное время сохранять свои опасные свойства, распространяться на большие расстояния.

В зависимости от масштабов и географического распространения поступающих в окружающую среду экотоксикантов можно выделить три основные группы: точечные (локальные), хронические региональные и глобальные загрязнения.

К точечным (локальным) загрязнениям, как правило, относят разовые выбросы токсичных веществ в окружающую среду в результате аварий, взрывов, стихийных бедствий. Последствия таких загрязнений чаще проявляются в конкретном географическом пункте, однако масштабы ущерба могут быть велики.

Примером локального загрязнения является авария танкера "Эксон Вальдез", произошедшая 24 марта 1989 г. близ берегов Аляски и получившая широкую известность во всем мире. Кратковременный эффект разлива нефти после этой аварии на морских птиц был тщательно исследован многими учеными и признан катастрофическим (Piatt, Anderson, 1996; Stubblefield et al., 1995a, и др.). Сразу погибло 36 115 птиц, а загрязненные нефтью особи встречались на пляжах в течение месяца после аварии. По оценкам специалистов (Ford et al., 1996; Piatt, Ford, 1996), число морских птиц, погибших в результате разлива нефти, составило от 250 000 до 375 000 особей, из которых 74% составили кайры. Более 8400 длинноклювых и короткоклювых пыхиков, самых обычных морских птиц, в районе аварии танкера были убиты нефтью, что составило 7% всей местной популяции. Популяции морских птиц в море и зоне разлива нефти подверглись немедленной депрессии. На 66% уменьшились популяции пыхиков в проливе Принца Уильяма по сравнению с 1970 гг., так как большинство птиц, гнездящихся здесь, не вернулись на места размножения после того как большая часть поверхности была очищена от нефти. Вероятно, они погибли во время миграции (Kuletz, 1996). На 43% уменьшилась численность популяции тихоокеанского чистика (Oakley, Kuletz, 1996).

Было установлено долговременное влияние разлива нефти в следующие несколько лет на литоральные и sublиторальные местообитания, эффективность использования морских ресурсов и социальную структуру сообществ, загрязненных нефтью (Spies et al., 1996). Нефть распространилась на сотни километров. Выброшенная на берег, она глубоко проникла на каменистые пляжи и сохранялась под камнями еще 5 лет после аварии и поверхностной очистки. Разлив нефти сразу оказал отрицательное воздействие на местообитания почти половины изученных видов. Этот эффект сохранялся в течение 2,5 лет после аварии для большинства первоначально пострадавших видов (Day et al., 1997). Многие виды подверглись значительной опасности, в частности птицы, специализирующиеся как сборщики корма с поверхности моря.

Сильно пострадали морские сообщества, особенно ранние стадии рыб, откладывающих икру в прибрежной зоне.

На основании сравнительных данных, собранных до (1970-е гг.) и после (1989–1994 гг.) аварии, к долговременным эффектам разлива нефти на популяции были отнесены: уменьшение численности популяций, сокращение гнездового успеха и смещение сроков размножения. В районе разлива нефти были обнаружены отклонения в репродуктивном успехе белоголовых орланов (Vernatowicz et al., 1996). Самки черного кулика-сороки, обитающего на побережье и собирающего пищу в литоральной зоне, на загрязненных нефтью территориях в год аварии откладывали более мелкие яйца. Птенцовая смертность в 1989 г. была выше на загрязненных нефтью местах по сравнению с контрольным биотопом и положительно коррелировала с количеством нефти на кормовых участках. В 1990 г. продукция птенцов оставалась низкой на грязных участках и полностью отсутствовала на побережье, где были проведены восстановительные работы (Sharp et al., 1996). Продуктивность обыкновенной моевки, наиболее обычного колониального вида морских птиц, гнездящегося в проливе Принца Уильяма на Аляске, упала после аварии и не улучшилась вплоть до 1994 г. (Irons, 1996). Уменьшение величины кладок и успеха вылупления привело к снижению числа птенцов в загрязненных колониях. Популяции многих видов оставались в состоянии депрессии, а гнездовой успех и сроки размножения вернулись к нормальному уровню лишь в 1993 г. Исследования на уровне сообществ показали, что разлив нефти в первый год после аварии привел к существенному снижению видового богатства и разнообразия (альфа-, лог-распределение), которые сохранялись на низком уровне спустя год (Wiens et al., 1996).

Под хроническим региональным загрязнением понимают, как правило, длительное по времени поступление в окружающую среду экотоксикантов в существенных количествах. В результате происходит загрязнение довольно крупного района, например, речной системы, бассейна водосбора, природно-территориальных комплексов, находящихся с подветренной стороны или ниже по течению от источника загрязнения. Подобные ситуации возникают обычно в связи с работой крупных промышленных предприятий, энергетических установок, городских, хозяйственных объектов и пр. Среди загрязняющих веществ можно выделить две группы: группу малотоксичных веществ, поступающих в окружающую среду в относительно больших количествах, и группу высокотоксичных веществ, поступающих в относительно малых количествах. В качестве примера хронических локальных и региональных загрязнений широкую известность имеют промышленные районы Силезии (Польша). Большие синицы из местной популяции содержат высокие концентрации кадмия, ртути, железа, цинка и свинца, 1,1,1-три-хлор-2, 2'-бис-п-хлорфенил-этан (ДДТ) и полихлорбифенилов (ПХБ) и имеют более низкую популяционную продуктивность по сравнению с другими районами Европы (Nyholm et al., 1995). Другим примером является район Великих озер (США и Канада), в котором зарегистрировано более 3 тысяч участков, зараженных

токсичными отходами химических производств. Колониальные околводные птицы Великих озер испытывают влияние неблагоприятных факторов в период размножения и имеют больший диапазон дефектов при вылуплении по сравнению с птицами других территорий.

Последние три десятилетия процесс размножения ушастого баклана на Великих озерах находится под сильным экотоксикологическим воздействием (Ludwig et al., 1995; Williams et al., 1995; Larson et al., 1996). Морфологические аномалии были зарегистрированы у многих видов колониальных водоплавающих из некоторых местообитаний на оз. Св. Лаврентия (Великие озера). Рост популяций был нарушен применением ДДТ, который повлиял на толщину скорлупы яиц, в результате чего снизился успех размножения, на который также оказали влияние и другие проблемы, возникающие в процессе онтогенеза птиц, вызванные воздействием ПХБ, полихлорированных дибензодиоксинов (ПХДД) и полихлорированных дибензофуранов (ПХДФ). Половина эмбрионов, найденных погибшими в яйцах ушастого баклана и чегравы между 1986 и 1991 гг., имела морфологические аномалии (Ludwig et al., 1996). Были установлены 19 типов морфологических нарушений, при этом эмбрионы крачек имели большую долю особей со скрещенным клювом по сравнению с бакланами. Набор найденных деформаций и аномалий был сходным с набором отклонений у птенцов, которые в эксперименте подвергались воздействию ПХБ и диоксиновых соединений. Обнаружен иммунодефицит у чегравы и серебристой чайки (Grasman et al., 1996), свинцовый токсикоз у полярной гагары и других водоплавающих. Около 23% птиц в районе оз. Онтарио погибает по этой причине (Twiss et al., 1995). Белоголовые орланы, обитающие в районе озер Мичиган и Гурон, питаются рыбой, содержащей высокие концентрации ПХБ, 2,3,7,8-тетрахлордibenzo-*n*-диоксина и ртути, подвергаясь значительному экологическому риску (Giesy et al., 1995). С 1971 г. серебристая чайка использовалась в качестве индикаторного вида в мониторинге уровней стойких загрязнителей на Великих озерах (Koster et al., 1996). В основном во всех колониях пиковая концентрация ртути пришлось на 1982 г. Уровни отдельных родственных ПХДД и ПЭДФ в яйцах серебристой чайки из колоний на Великих озерах и р. Св. Лаврентия с 1981 по 1991 г. были близки к уровням экотоксикантов в их потенциальных жертвах (форель, окунь) (Hebert et al., 1994).

Третьим в географической классификации загрязнений следует указать глобальное загрязнение. Загрязнители в этом случае попадают в окружающую среду в больших количествах и продолжительное время, охватывая значительную часть земной поверхности. Огромную роль в глобальном распределении играют атмосферные процессы. В Северном полушарии преобладают ветры, дующие с запада на восток. На уровне тропопаузы (пограничный слой между тропосферой и атмосферой) средняя скорость ветра составляет около 35 м/с. При такой скорости для переноса частиц вокруг Земли требуется 12 суток. В тропосферных слоях осуществляется перенос воздушных масс между Северным и Южным полушариями. В зависимости от высоты над уровнем моря время удержания частиц в аэрозоле составляет 7 суток

для высоты 3 км, 30 суток для высоты 6 км, 1 год для высоты 15 км и 2-го года для высоты 30 км. Антропогенные органические загрязнители были обнаружены даже на наиболее удаленных от цивилизации территориях. В результате глобального переноса экотоксикантов ДДТ был обнаружен в снегах Антарктиды и Гренландии, ДДТ и линдан – в наиболее удаленных северных районах Швеции.

Для оценки глобального распределения и возможного влияния таких загрязнителей были исследованы ткани темноспинного и черноногого альбатросов с атолла Мидвей в центре северной части Тихого океана (Jones et al., 1996; Hore et al., 1997). Эти морские птицы в поисках пищи пролетают от субтропиков до северной части Тихого океана. Антропогенные загрязнители были обнаружены в относительно высоких концентрациях в этих птицах. Сумма 19 ПХБ варьировала от 177 нг/г сырого веса в яйцах до 2 750 нг/г сырого веса в жире взрослых птиц. Эти величины были близкими или превышали пороговые концентрации, способные оказывать неблагоприятное влияние на рыбоядных птиц. Хлорированные пестициды и ПХБ были обнаружены в яйцах морских птиц на островах Марион и Гоф в южной части Атлантического океана и на некоторых островах вблизи Юго-Западного побережья Африки (Gardner, Connell, 1983). При этом всех птиц можно было разбить на три группы в зависимости от спектров содержания экотоксикантов – птицы, обитающие постоянно на островах и питающиеся на близлежащих акваториях; птицы, улетающие с островов зимой, но остающиеся в южных океанических водах (30–300 мкг/кг), и птицы, перемещающиеся в тропических водах. У первых двух групп уровни пестицидов были ниже (1–50 мкг/кг), чем у птиц, широко перемещающихся в тропиках (20–1000 мкг/кг). Особи, гнездящиеся и кормящиеся вблизи берегов Африки, имели уровни пестицидов в пределах 30–300 мкг/кг, примерно в 10 раз выше в сравнении с птицами, размножающимися на более удаленных от берегов островах.

ПХБ и хлорорганические пестициды, включая ДДТ, были обнаружены в кровяной плазме птенцов и взрослых и в яйцах темноспинного и черноногого альбатроса в центре Северной части Тихого океана (Auman et al., 1997). Содержание ДДЭ у темноспинного и черноногого альбатросов было ниже уровней, вызывающих популяционные эффекты, таких как изменение толщины скорлупы яиц. Высокие концентрации ПХБ у черноногих в отличие от темноспинных альбатросов близки к пороговым и способны воздействовать через тонкие популяционные механизмы на толщину скорлупы яиц. Современные концентрации ПХБ и ДДТ у этих видов в этой части океана были близки к концентрациям, вызывающим морфологические нарушения при эмбриональном развитии у некоторых видов рыбоядных птиц на Великих озерах. В 1978 г. в тканях и яйцах антарктических крачка, южный гигантский буревестник и доминиканская чайка) были обнаружены ДДТ и его метаболиты (Lukowski, 1983). Это объясняется тем, что птицы, мигрирующие зимой в районы, где рыба сильно загрязнена ДДТ, накапливают там экотоксиканты и переносят их в места размножения. Антаркти-

ческие морские экосистемы в районе Южных Оркнейских островов и о-ва Сигни также загрязнены ПХБ и ДДЭ (Courtney, Langston, 1981). Установлено (Guguge et al., 1997), что на удаленных от источников загрязнения местообитаниях (северная часть Тихого и южная часть Индийского океанов) морские животные, находящиеся на вершинах трофических цепей, широко загрязнены соединениями бутылтина. Темноспинный альбатрос из северной части Тихого океана имел наивысшую концентрацию остатков этого вещества в печени (43 нг/г сырого веса) по сравнению с другими океаническими птицами. Средиземноморский буревестник, долгоживущая пелагическая морская птица, обитает в теплых морских водах от умеренной до субтропической зоны Северной Атлантики и Средиземноморья. Слетки этого вида накапливают высокие концентрации тяжелых металлов как в Средиземноморье, так и в удаленных от континента местообитаниях (Stewart et al., 1996). ПХБ являются одними из наиболее опасных экотоксикантов Арктики. Высокие уровни ПХБ были обнаружены в бургомистрах европейской части Арктики (Daelemans et al., 1992).

К группе глобальных загрязнений относятся радиоактивные осадки после атомных и термоядерных взрывов в атмосфере. Этому виду загрязнений посвящено специальное исследование (Лебедева и др., 1996, 1997).

Особую группу экотоксикантов глобального масштаба представляют углекислый газ и фреоны, поступление которых в атмосферу в глобальных масштабах постоянно увеличивается. Эти вещества сами по себе не оказывают токсического воздействия на биоту. Однако они могут изменить физические параметры атмосферы (уровень радиации, температуры), к которым приспособлены живые организмы.

Особое значение имеет биоаккумуляция в различных звеньях трофических цепей. Для количественной характеристики используют так называемые коэффициенты биоаккумуляции – отношение концентрации вещества в организме к концентрации в окружающей среде или предыдущем звене трофической цепи. В сравнительных исследованиях коэффициент аккумуляции ДДТ оказался равным у наземных растений 0,1, у насекомых – 3,0, у червей – 70, у грызунов – 100. Коэффициенты биоаккумуляции экотоксикантов у гидробионтов на несколько порядков выше: при этом в конечных звеньях трофических цепей, например в рыбоядных птицах, может быть в 10 млн раз выше, чем в воде.

Пища – основной источник поступления многих экотоксикантов к наземным животным. Состав корма не является постоянным, так как варьирует в разные периоды года в зависимости от возраста и размеров животного и их местообитания. На практике бывает трудно точно определить, чем же животное питается, какие факторы через пищу оказывают на него воздействие, поэтому факторы, обуславливающие аккумуляцию различных экотоксикантов, трудно поддаются объяснению (Garten, Trabalka, 1983). Однако данные по тяжелым металлам и хлорорганическим пестицидам показывают, что накопление экотоксикантов увеличивается по мере продвижения по трофическим цепям (Moriarty, 1985). Анализ полевых данных, в частности по птицам,

приводит к подтверждению того, что хищники накапливают самые высокие концентрации хлорорганических пестицидов вследствие их положения на вершинах трофических цепей. Наземные хищники содержат высокие уровни устойчивых экотоксикантов.

Контроль накопления токсических веществ в экосистемах имеет большое значение в условиях глобального загрязнения биосферы. Преимущества биологического мониторинга неоспоримы (Mogiarty, 1993). Во-первых, живые организмы часто могут быть легче проанализированы, чем абиотические образцы. Во-вторых, возможны флуктуации токсикантов в среде, связанные с уменьшением токсических выбросов. Однако накопленные в организмах токсиканты, а также различные косвенные факторы, связанные с загрязнением, могут оказывать сильное воздействие на биоту даже при условии временного снижения выбросов в среду. В-третьих, контроль содержания токсикантов в среде часто не дает правдивой, реальной картины воздействия и опасности загрязнения вследствие сезонных и погодных флуктуаций.

Важным компонентом наземных и водных экосистем являются птицы. Их роль в экосистемах, загрязненных поллютантами, велика, и такая проблема, как накопление тяжелых металлов и пестицидов в организме птиц, была в центре внимания уже довольно давно.

Проблема взаимоотношения популяций животных с меняющейся средой обитания под воздействием возрастающего пресса ксенобиотиков имеет большое практическое и теоретическое значение. Экоотоксикология, молодая, быстро развивающаяся на стыке экологии и токсикологии наука, появилась лишь 20 лет назад, но уже стала формировать новые ветви, такие, как популяционная экотоксикология млекопитающих (Безель, 1987), экспериментальная экотоксикология почв и пресных вод. До начала 90-х годов в России практически не велись целенаправленные исследования на птицах, поэтому для данной работы птицы были выбраны в качестве нового объекта, на основе исследований которого было обосновано новое научное направление "Популяционная экотоксикология птиц" (Лебедева, 1996). Его развитие стало возможным благодаря появлению в 1990-х гг. новых аналитических методов. Еще 10 лет назад многие элементы и опасные ксенобиотики (диоксины, редкоземельные элементы, радионуклиды, в частности плутоний) исследователи не могли зафиксировать в биологических образцах, тем более не представлялось возможным оценить закономерности их накопления в популяциях.

Изучение популяционной экотоксикологии птиц проводилось автором в первую очередь для разработки системы экологического мониторинга с использованием птиц как основного индикаторного объекта и стратегии охраны птиц на загрязненных территориях.

В основу работы положены материалы, собранные в 1990–1998 гг. в результате экспедиций в различные районы европейской части России (Новая Земля, Архангельская, Московская, Новгородская, Брянская, Курская, Ростовская, Астраханская области, Краснодарский край, Калмыкия) и Урала (Челябинская и Свердловская области), Украины (Киевская и Одесская области), Белоруссии (Гомельская область), Поль-

ши (Кампиновский народный парк и окрестности г. Битома, Верхняя Силезия), Монголии, Эфиопии (долина р. Омо и Гамбела – сухие ландшафты саванного типа), окрестности г. Аддис-Абеба в радиусе 100 км) (сухие антропогенный и саванного типа ландшафты), 50 км южнее г. Джимы (влажный тропический лес) и Вьетнама (окрестности Ханоя), в составе которых кроме автора работали В.Е. Соколов, Д.А. Криволицкий, И.А. Рябцев, М.В. Белоглазов, А.А. Матюхин, В.Н. Калякин; образцы птиц, предоставленные автору для анализа коллегами, материалы из архивов лаборатории биоиндикации Института проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН (ИПЭЭ РАН). Всего автором проанализировано накопление экотоксикантов и химических элементов в органах и тканях взрослых и птенцов 199 видов птиц, а также в яйцах. Впервые собран материал по глобальному распределению радионуклидов в птицах и других биологических объектах, в том числе плутония, на территории Евразии и Восточной Африки после Чернобыльской аварии.

Для определения радионуклидов применяли методы неdestructивных гамма-спектрометрических измерений и радиохимический анализ, выполненные в радиоэкологической лаборатории Института биологии Коми научного центра УО РАН (ИБ КНЦ УО РАН) и Московском НПО "Радон".

Анализы микроэлементов выполнены в лаборатории аналитической экотоксикологии ИПЭЭ РАН на атомно-абсорбционном спектрофотометре. Часть анализов на тяжелые металлы дубликатов проб была выполнена в Нидерландах (Амстердам, Свободный университет) на аналогичном оборудовании для проверки результатов анализа и в ИБ КНЦ УО РАН.

В работе впервые на животных использован метод ионно-плазменной спектрометрии на оборудовании последнего поколения Plasma Quad "V G Instrument", которое позволяет быстро получать надежные данные при концентрации элементов до 10^{-12} . Определения 78 химических элементов выполнены в Институте геологии рудных месторождений, петрографии, минералогии и геохимии РАН, Москва. Мультиэлементный анализ – новое средство изучения химического элементного состава организмов, который стал использоваться в экологии животных только в самое последнее время (Лебедева, 1997; Dmowski, 1998; Lebedeva, 1998). Нами впервые применен мультиэлементный анализ в качестве метода в популяционной экотоксикологии птиц. Его появление следует отнести к достижениям последнего времени. Он дает возможность оценить содержание многих химических элементов в живых организмах для выявления причин и масштабов природной и антропогенной изменчивости концентраций химических элементов в экосистемах.

Анализ диоксинов в образцах почвы, беспозвоночных, органах и тканях птиц выполнен с использованием VG-Autospec Ultima масс-спектрометра в Германии, пестицидов в Польше с применением газожидкостной хроматографии. Всего было обработано 1306 проб и проведено 14 870 элементоопределений.

Популяционные исследования проведены на территории Ростовской области, г. Ростова-на-Дону и окрестностей (1980–1998), Верхней Силезии (1992, 1993), Центральной Польши в селах Дзиеканов Лесный, Киелпин и Дзиеканов Польский (1994), Уральского радиоактивного "следа" (1992) по оригинальным и стандартным методикам. Объектами исследования были популяции полевого и домового воробьев, большой синицы, лазоревки, мухоловки-пеструшки, камышницы, грача и серой вороны. Проанализированы рост более 3000 птенцов, судьба около 800 кладок, изучены рационы питания (собрано и определено около 1500 пищевых проб методом лигатур). К популяционному анализу привлечены литературные данные Б.А. Казакова и Л.В. Маркитан по динамике популяций водоплавающих за последние 20 лет в Восточном Приазовье.

Статистический анализ выполнен на компьютерных программах Statgraphics Plus и Biodiversity, с применением параметрических и непараметрических методов. При необходимости данные подвергали логарифмированию или стандартизации. Применяли корреляционный, регрессионный, дисперсионный, факторный и кластерный анализы. Статистические гипотезы проверяли с помощью критериев Стьюдента, хи-квадрат, Краскела-Уоллиса и др. Нулевую гипотезу отклоняли на уровне значимости менее 0,05. Обсуждаются только достоверные тенденции.

Финансирование исследования осуществлялось в рамках проектов, выполняемых под руководством автора (ГНТП "Университеты России", РФФИ №№ 94-04-11222, 98-05-78031, 99-05-65164), под руководством (проект Комитета научных исследований Польской академии наук № P205-183-03) или в качестве исполнителя (проекты РФФИ № 96-04-50763, ГНП "Биоразнообразия" № 115/74, ГНП "Интеграция" № К 0752).

Автор выражает глубокую признательность профессору Я. Пиновскому за доброжелательные замечания и советы в ходе выполнения исследования; академику В.Е. Соколову, поддержавшему автора в реализации работы; заведующему кафедрой экологии РГУ, профессору В.Ф. Валькову за поддержку на всех этапах исследования; своим наставникам-орнитологам Б.А. Казакову, Н.Х. Ломадзе, В.Д. Ильичеву и В.В. Корбуту; коллегам по совместным экспедициям И.А. Рябцеву, М.В. Белоглазову, О.В. Тарасову, И.В. Кузикову, А. Варшавскому, А. Кришнину, П. Цемпулику, Я. Бетлея; И.И. Шуктомо-вой, Г.И. Крючкову, Е.И. Соболевой, Н.Я. Минеевой и А. Кендра за помощь в выполнении химических анализов; а также В.И. Белан, В.П. Белику, Е.А. Бельскому, В.В. Брунову, Н.Н. Дроздову, Л.В. Емельяновой, В.Н. Калякину, М.В. Калякину, Л.В. Маркитан, А.А. Матюхину, В.С. Равкину, Р.М. Савицкому и Н.А. Савицкой и многим другим коллегам, которые помогали в сборе образцов.

Глава 1

ХИМИЧЕСКИЙ ЭЛЕМЕНТНЫЙ АНАЛИЗ ПТИЦ

Основу тела птиц, как и других животных, составляет вода. Птицы, относящиеся к амниотам, приспособлены к обитанию в условиях низкой и сильно меняющейся влажности окружающей среды. Компенсация постоянно идущих потерь влаги происходит путем потребления питьевой воды и поступления ее с кормом. При этом корм служит не только источником воды, но и исходным материалом для накопления жировых запасов. В водном обмене птиц в условиях дефицита влаги большое значение имеет использование метаболической воды (Ильичев и др., 1982).

Для птиц по нашим данным ($n = 58$) вода составляет от 51,1% (береговая ласточка) до 83,4% (дроздовидная камышевка) массы тела, в среднем 67,1%. При этом доля воды не зависит от массы тела птиц (коэффициент корреляции близок к 0). По литературным данным, например у зяблика (Дольник и др., 1982), доля воды у особей одного вида варьирует в зависимости от стадии жизненного цикла, пола, возраста, условий среды от 55,9 до 71,1% и составляет в среднем 61,5% от массы тела. Остальная часть приходится на сухой остаток, который варьирует в птицах от 16,6 до 48,9%, составляя в среднем 32,7% массы тела (данные автора). Сухой остаток интересен, прежде всего, химическим элементным составом, который варьирует у живых организмов. Однако соотношение элементов в живых организмах имеет свои закономерности.

Понятие "живое вещество" и весь комплекс представлений о его геохимической деятельности введены В.И. Вернадским (1921, 1922, 1927, 1978, 1980). Способность живых организмов избирательно накапливать, концентрировать из рассеянного состояния отдельные химические элементы он назвал концентрационной функцией живого вещества.

Живые организмы содержат почти все химические элементы, за исключением искусственно полученных человеком трансуранов.

Химические элементы обладают различной биофильностью, т.е. различной относительной распространенностью в живом веществе и земной коре (кларки концентраций). В.С. Савенко (1997) была оценена биофильность многих химических элементов для водных организмов. Так, минимальными коэффициентами биофильности и соответственно максимальными периодами биологической оборачиваемости обладают компоненты основного солевого состава морской воды и рубидий, являющийся аналогом калия. Сюда же входят литий, бор и фтор, концентрирование которых живыми организмами происходит в небольшой степени, исключая, может быть, специфические виды. Кроме того, к этой группе химических элементов следовало бы отнести стронций,

Таблица 1. Среднее содержание некоторых элементов в биосфере (в мкг/г),
(по А.П. Виноградову, Д.П. Малюге и данным автора)

Элемент	Литосфера	Почва	Растения (зола)	Животные (наземные позвоночные) (n = 65)
Li	32	30	11	0,7
Be	4	6	2	0,003
B	12	10	400	3421
F	660	200	10	–
Na	25 000	6 300	20 000	5 846
Mg	18 700	6 300	70 000	2 101
P	930	800	70 000	31 876
S	470	850	50 000	3 660
Ti	4 500	4 600	1 000	231
V	90	100	61	3
Cr	83	200	250	117
Mn	1 000	850	750	18
Co	18	10	15	0,2
Ni	58	40	50	5
Cu	47	20	200	8,5
Zn	85	50	900	137
Se	0,05	0,001	–	1,6
Mo	1,1	2,0	20,0	0,5
I	0,4	5,0	50,0	0,8
Au	0,004	–	1,0	3,2
U	2,5	1,0	0,5	0,1

биогеохимические свойства которого лишь незначительно выходят за пределы, характеризующие "биогеохимически инертную" группу элементов. В группу элементов слабой биофильности включены ванадий, молибден, сурьма, цезий, золото и уран. Группа элементов сильной биофильности объединяет элементы с различными физико-химическими свойствами, но обладающие яркой способностью к концентрированию в живых организмах. Помимо основных биогенных элементов (углерод, азот, фосфор, кремний) сюда входят хром, марганец, железо, кобальт, никель, медь, цинк, мышьяк, селен, серебро, кадмий, олово, ртуть и свинец, накопление которых связано с образованием прочных органических комплексов, а также элементы – гидролизаты (алюминий, скандий, титан, галлий, цирконий, редкоземельные элементы, торий), кото-

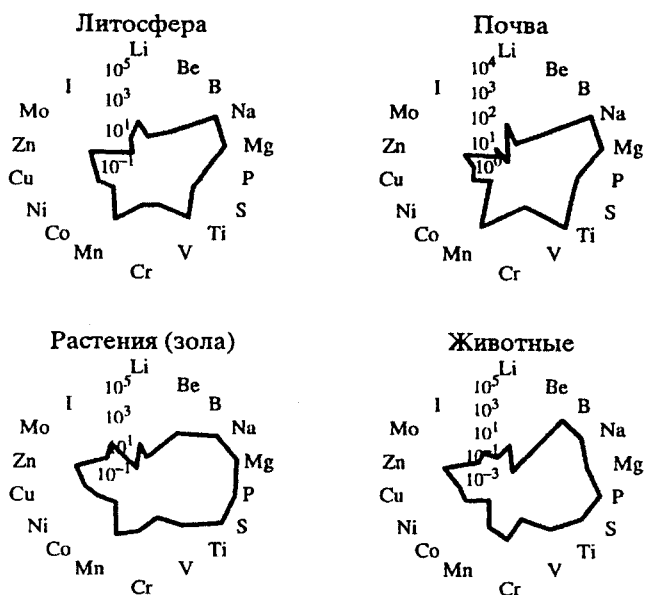


Рис. 1. Звездчатые диаграммы содержания химических элементов в литосфере, почве, растениях и животных

рые сорбционным путем накапливаются в планктонных организмах, не имея в них физиологического значения. Высокий коэффициент биофильности наблюдается у бария, вольфрам являющийся химически близким аналогом молибдена, также входит в группу сильно биофильных элементов. В наземных животных можно обнаружить практически все химические элементы земной коры. В табл. 1. показано среднее содержание некоторых элементов в литосфере, почве, растениях и животных.

Химический состав литосферы, почвы, растений и животных существенно различается (рис. 1).

Основной химического состава живого вещества на Земле являются: углерод, азот, кислород, фосфор, сера, минеральные элементы – калий, натрий, кальций, магний и галогены – хлор, иод и бром. Таким образом, животные нуждаются, прежде всего, в этих элементах для поддержания внутреннего химического гомеостаза и для процессов роста и развития.

Самые распространенные элементы, входящие в состав живого вещества – кислород, углерод, водород и азот. На их долю приходится до 96% массы тела (65% – кислород, 18% – углерод, 10% – водород, 3% – азот). Почти все оставшиеся 4% составляют 7 следующих элементов: кальций (1,93%), фосфор (1,12%), калий (0,35%), сера (0,25%), натрий (0,15%), хлор (0,15%) и магний (0,05%). На долю остальных элементов приходится менее 0,01% массы тела (Шмидт-Ниельсон, 1982).

Вода и органические компоненты тела (белки, нуклеиновые кислоты, жиры и углеводы) содержат большую часть кислорода, водорода, углерода и азота, а также часть серы и фосфора. Минеральные компоненты скелета вместе с растворенными ионами составляют оставшиеся несколько процентов. Количественно самые важные ионы в организме животного – это натрий, калий, хлор и бикарбонат. Поддержание нормальных концентраций ионов натрия и хлора необходимо для осмотического равновесия. Натрий обычно является главным катионом крови и межклеточных жидкостей, а калий – преобладающий катион внутри клеток. Калий и натрий в виде ионов отвечают за проводимость нервного импульса.

Содержание натрия в мелких воробьиных птицах по нашим данным варьировало от 0,6 до 64,3 мг/г сухой массы, составляя в среднем $5,8 \pm 8,1$ (стандартное отклонение) ($n = 56$). Концентрация натрия уменьшается с возрастом у птенцов грача $0,65 \pm 0,14$ (стандартная ошибка) на 5–7-й день жизни до 0,24 мг/г сухой массы на 30-й день жизни (Pinowski et al., 1983).

Калий участвует в углеводном обмене. Содержание калия в мелких воробьиных птицах по нашим данным варьировало от 3,8 до 97,5 мг/г сухой массы, составляя в среднем $9,3 \pm 14,1$ (ст. откл.) ($n = 41$). Концентрация калия уменьшалась с возрастом у птенцов грача от $1,13 \pm 0,10$ (ст. ош.) на 5–7-й дни жизни до 0,77 мг/г сухой массы на 30-й день (Pinowski et al., 1983).

Хлора обычно больше накапливается во внеклеточной и меньше – во внутриклеточной жидкости. Содержание хлора в мелких воробьиных птицах по нашим данным варьировало от 0,4 до 20,9 мг/г сухой массы, составляя в среднем $6,8 \pm 8,6$ (ст. откл.) ($n = 4$).

Кальций, магний, фосфат и сульфат – тоже очень важные элементы, необходимые для многих физиологических процессов. Ионы кальция необходимы для нормального функционирования клеток, проведения нервных импульсов, сокращения мышц и свертывания крови. Кроме того, кальций – важный компонент скелета. Кости позвоночных в основном состоят из фосфата кальция (гидроксиапатита). Магний также входит в состав скелета, является составной частью некоторых ферментов, активизирует фосфаты, участвует в углеводном обмене.

У мелких воробьиных птиц по нашим данным содержание кальция варьирует от 9,6 до 332,6 мг/г сухой массы ($n = 57$), составляя в среднем $30,5 \pm 41,6$ (ст. откл.), а содержание магния колеблется от 0,2 до 33,7 мг/г, составляя в среднем $2,1 \pm 4,3$ ($n = 57$). У самок домового воробья среднее содержание магния варьировало в разные фазы периода размножения. При этом наиболее низкое его содержание было у самок в предгнездовой период ($0,65 \pm 0,03$ мг/г сухой массы), а наиболее высокое – в период откладывания яиц ($1,08 \pm 0,10$ мг/г сухой массы). Варьирование концентрации магния в теле самок происходит циклично, уменьшаясь на следующих этапах размножения и затем вновь увеличиваясь к моменту вторых кладок. Установлена зависимость между днем овуляции самок полевого воробья и концентрацией магния

(Pinowska, Krasnincki, 1985). У птенцов грача концентрация магния увеличивалась от $0,05 \pm 0,01$ до $0,13$ мг/г (ст. ош.) сухой массы по мере роста (Pinowski et al., 1983). Это известно для многих видов птиц (Бауман, 1968; Bilby, Widdowson, 1971; Simkiss, 1975; Hugen et al., 1976; Bieszczad-Kosch, 1979, и др.). У некоторых видов пингвинов, однако, концентрация магния с возрастом уменьшается (Williams et al., 1978).

Углерод. Большая часть углерода в биосфере находится в виде мертвых органических остатков, в виде ископаемого топлива, гумусовых веществ в почве, известняков. Углерод является основным опорным материалом и основным энергоносителем в живой природе.

Азот. Органические соединения азота (аминокислоты, белки, амиды), являются основным конструкционным материалом живой природы, поэтому зачастую он является фактором, лимитирующим продуктивность животных в сообществах. Концентрация азота в теле самок домовых воробьев составила от $88,2 \pm 13,6$ до $94,8 \pm 8,1$ (ст. ош.) мг/г сухой массы (Pinowska, Krasnincki, 1985). Уровень азота поддерживался в организме на постоянном уровне в течение всего периода размножения. У птенцов грача достоверной тенденции в изменении содержания азота в теле не обнаружено и концентрация азота составляла от $7,74 \pm 3,7$ до $9,38 \pm 0,3$ (ст. ош.) мг/г сухой массы (Pinowski et al., 1983). У лугового конька, напротив, концентрация азота была самой высокой у самых молодых птенцов (Hugen et al., 1976). У трех видов пингвинов также было обнаружено уменьшение концентрации азота с возрастом (Williams et al., 1978).

Кислород и водород. Значение этих элементов определяется, прежде всего, потребностями организма в воде.

Фосфор. Фосфорсодержащие соединения играют важнейшую роль в организме животных. Среди них аденозинтрифосфат – аккумулятор энергии в клетках, нуклеиновые кислоты, продукты промежуточного обмена, фосфолипиды. У позвоночных он входит в состав скелета. У мелких воробьиных птиц по нашим данным содержание фосфора варьирует от $10,5$ до $303,5$ мг/г сухой массы ($n = 41$), составляя в среднем $32,7 \pm 43,5$ (ст. откл.). У самок домового воробья среднее содержание фосфора варьировало от $16,8 \pm 1,2$ мг/г (ст. ош.) сухой массы до $18,2 \pm 1,4$ мг/г сухой массы в разные фазы периода размножения. Однако достоверная зависимость между днем овуляции самок и содержанием элемента в теле самок не обнаружена (Pinowska, Krasnincki, 1985).

Сера. Входит в состав незаменимой аминокислоты – метионина. Недостаток метионина ведет к недоразвитию животных. У птиц является важным компонентом кератина перьев. У мелких воробьиных птиц по нашим данным содержание фосфора варьирует от $0,9$ до $38,7$ мг/г сухой массы ($n = 35$), составляя в среднем $3,9 \pm 6,1$ (ст. откл.). Содержание серы в теле птенцов увеличивается с возрастом по мере развития оперения, составляя в среднем около 8% от сухой массы грача (Turcek, 1966).

Некоторые элементы содержатся в столь малых количествах, что ранние исследователи могли выявить только их присутствие в организме, так как аналитические методы не были достаточно точными для тонкого анализа. Поэтому о таких элементах упоминалось как о встречающихся в "следовых количествах", и они получили название "следовых элементов", или микроэлементов. С усовершенствованием аналитических методов, особенно с введением метода радиоизотопов, удалось не только определить более точно содержание этих элементов, но и выяснить их физиологическую и биохимическую роль.

По определению Е.П. Троицкого (1969) микроэлементы – это инициаторы и активаторы биохимических процессов, без участия которых невозможна регулирующая роль ферментов. Стройное учение о микроэлементах создано трудами отечественных и зарубежных ученых (В.И. Вернадский, А.П. Виноградов, В.В. Ковальский, В.А. Ковда, R.L. Mitchell, A.L. Page, J.E. Hadson).

К микроэлементам обычно относятся Li, B, F, Ti, V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, Se, Rb, Zr, Mo, Ag, Cd, Sn, I, Cs, W, Au, Bi. Многие другие элементы, также обычно содержащиеся в малых количествах, нередко относят к токсичным элементам. Токсичные элементы – химические элементы, которые оказывают отрицательное влияние на живые организмы. Их отрицательное влияние проявляется только при достижении некоторых минимальных концентраций, неодинаковых как для самих элементов, так и для живых организмов, например ртуть, свинец, кадмий. Обычные микроэлементы, когда их слишком много, могут стать токсичными (как и некоторые макроэлементы), а токсичные элементы при очень малых концентрациях не оказывают вредного воздействия на растения и животный мир. Иными словами, нет токсичных элементов, а есть токсичные концентрации.

Введенное А.П. Виноградовым деление микроэлементов по их содержанию в живых организмах на макро-, микро- и ультрамикроэлементы привело к тому, что большинство элементов периодической таблицы относится к микроэлементам.

В агрохимии и физиологии под микроэлементами чаще понимаются жизненно необходимые микроэлементы. К ним относятся фтор, иод, железо, кобальт, медь, цинк, хром, молибден, марганец, кремний, олово, селен, ванадий, никель и мышьяк (Шмидт-Ниельсен, 1984). Эти элементы необходимы для животных. Их жизненная необходимость была доказана на лабораторных и сельскохозяйственных животных, обычно на крысах и цыплятах.

В живых организмах микроэлементы входят в состав ферментов, гормонов, витаминов и других жизненно важных соединений. Принято считать, что в таких соединениях участвуют около 30 микроэлементов.

Активность ферментов регулируется микроэлементами, хотя известны случаи, когда активация ферментов возможна как микро-, так и макроэлементами. Например, фермент карбоксилаза активируется макро- и микроэлементами: Mn^{2+} , Co^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Ca^{2+} , Zn^{2+} ; полипептидаза: Zn^{2+} , Co^{2+} ; аминоксипептидаза: Mg^{2+} , Mn^{2+} ; лецитиназа: Ca^{2+} , Mg^{2+} , Co^{2+} , Zn^{2+} , Mn^{2+} ; аргиназа: Co^{2+} , Mn^{2+} , Ni^{2+} , Fe^{2+} .

Экспериментально доказано, что микроэлементы необходимы для многих важнейших биохимических процессов, а недостаток элементов замедляет эти процессы и даже останавливает их. Для белкового, углеводного и жирового обмена веществ необходимы Mo, Fe, V, Co, W, B, Mn, Zn; в синтезе белков участвуют Mg, Mn, Fe, Co, Cu, Ni, Cr; в кроветворении – Co, Cu, Mn, Ni, Zn; в дыхании – Mg, Fe, Cu, Zn, Mn, Co.

Метаболизм микроэлементов селективен. Одни из них – катионные микроэлементы (цинк, железо, марганец, медь) – всасываются в кровь достаточно легко. Анионные (хром, селен) эффективно абсорбируются в желудке. Металлы, образующие устойчивые органические комплексы, труднее всего метаболизируют в организме. Часть из них выводится очень быстро (кобальт), часть – медленнее (свинец, цинк, ртуть, селен, хром).

Железо. Присутствие железа в живых организмах было известно так давно, что его не считают микроэлементом. Его необходимость была доказана для животных еще в XVII веке (Войнар, 1960). Железо – составная часть гемоглобина, миоглобина и ряда внутриклеточных ферментных систем, прежде всего цитохромов. Железо в виде гемов – комплексов с порфиринами, входит в состав гидролаз, оксигеназ, пероксидаз, каталаз, но есть белки, содержащие негемовое железо. Избыток железа, особенно в виде сернокислой соли сильно токсичен, но существуют механизмы, препятствующие попаданию железа в организм. Радиоактивный изотоп железа ^{59}Fe использовался как метка для исследования метаболизма железа еще в первых опытах с мечеными атомами (Закутинский и др., 1962).

Содержание железа в теле мелких воробьиных птиц по нашим данным варьировало в широких пределах от 129 до 12520 мкг/г ($n = 59$), составляя в среднем $855,6 \pm 1576,6$ (ст. откл.) мкг/г сухой массы. Варьирование некоторых макро- и микроэлементов в теле птиц по литературным данным представлено в табл. 2.

Кобальт – единственный в своем роде микроэлемент, ионы которого в свободной форме не используются животными. Однако всем высшим животным кобальт необходим в форме витамина B_{12} , участвующего в образовании крови. Всасывание кобальта увеличивается при дефиците железа, выводится элемент через желудочно-кишечный тракт, с мочой и желчью. В крови кобальт связывается с альбуминовой фракцией, в эритроцитах его больше, чем в плазме. Молекулы B_{12} переносятся в крови белками транскобаламинами, в печени витамин превращается в метилкобаламин и далее в ферменты метилмаланин-СоА-мутазу и тетрагидроптероилглутамат-метилтрансферазу. Их метаболические функции – катализ различных обменных реакций. Кобальт также является кофактором пептидаз, пиррофосфатаз и аргиназ. Недостаток кобальта сопровождается недостаточностью витамина B_{12} и, как следствие, анемией, остеодистрофией, атрофией слизистой желудочно-кишечного тракта. Токсический эффект кобальта не проявляется даже при очень высоких дозах металла. Его избыток угнетает тка-

Таблица 2. Содержание металлов в теле птиц
(в мкг/г сухой массы) по литературным данным*

Вид	Металлы									
	Ca	Mg	K	Na	Fe	Mn	Zn	Cu	Pb	Cd
	× 10 ³									
Фазан обыкновенный					219–701	47–59		1,2–7,3		0,34–0,42
Малый эмпионакс	26,6	1,01	7,77	5,33	196	6	96	10		
Каролинский поползень	43,8	1,14	8,14	4,87						
Лесной дрозд	33,0	1,05	8,34	4,27	306	8	101	8		
Пестрый американский дрозд	28,5	1,11	8,08	3,80	364	8	107	10		
Американский дрозд	26,2	1,03	7,94	3,94	338	7	112	11		
Бурый короткоклювый дрозд	33,9	1,10	9,08	4,58	317	13	107	11		
Красно-черная пиранга	31,9	1,12	8,94	4,34	336	8	117	16		
Красногрудый дубоносый кардинал	34,5	1,03	7,88	4,03	260	6	100	9		
Серый юнко	33,9	1,06	7,71	4,02	353	6	108	10		
Странствующий дрозд	38,4	1,14	7,69	3,36	352	10	105	11		
Красноглазый виреон	30,7	1,10	8,43	4,17	313	9	104	11		
Сероголовый виреон	31,7	1,80	8,11	4,13	386	8	117	11		
Тонкоклювый виреон	29,9	1,09	8,11	4,31	384	7	109	13		
Пегая американская славка	29,7	1,20	8,28	3,85	324	8	102	10		
Синеспинный лесной певун	29,7	1,12	8,50	3,99	264	7	112	11		

Таблица 2 (окончание)

Вид	Металлы									
	Ca	Mg	K	Na	Fe	Mn	Zn	Cu	Pb	Cd
	× 10 ³									
Зеленый лесной певун	28,0	1,16	8,38	4,21	292	6	107	11		
Золотоголовый дроздовый певун	27,0	1,03	8,20	3,63	270	7	101	10		
Американская горихвостка	30,4	1,07	7,75	4,13	272	10	114	12		
Пурпурная чечевица	30,4	1,14	8,84	3,39			116	12		
Желтобрюхий дятел-сосун	23,0	0,87	6,28	2,98	218	12	130	13		
Обыкновенный скворец									4-32	0,2-0,5
Желтоголовый королек	28,4	1,11	5,79	3,97						
Большая синица					370-485		129-156	5,1-11,6	3-64,2	0,15-1,9
Лазоревка	32,5	1,04	5,83	3,74						
Московка	33,1	1,11	6,29	3,93						
Домовый воробей									5-57	0,4-1,2
Зяблик									1-55	0,4-1,4

*Grimshaw et al., 1958; Sturges et al., 1974; Sawicka-Kapusta et Kozlowsky, 1984; Sawicka-Kapusta et al., 1984; Dmowsky, Karolewski, 1979; Swiergosz, 1991.

невое дыхание, тормозит поглощение железа, поражает органы кроветворения, нервную, пищеварительную, сердечно-сосудистую системы, щитовидную железу, вызывает полицетирию, потерю аппетита и задержку роста. Наиболее токсичны водорастворимые соли кобальта и его металлическая форма (Hoffman, Heinz, 1988; Авцын и др., 1991; Безель и др., 1994). Радиоактивный изотоп кобальта – ^{60}Co получают искусственно и используют как однородный источник гамма-излучения. Он достаточно быстро выводится из организма животных (Войнар, 1960), поэтому в исследованиях мало используется. Но в виде радиоактивной проволоки кобальт широко применяется при наружном мечении животных в полевых популяционно-экологических исследованиях (Большаков и др., 1988). Содержание кобальта в теле мелких воробьиных птиц по нашим данным варьировало в широких пределах от 0,05 до 3,48 мкг/г ($n = 59$), составляя в среднем $0,23 \pm 0,44$ (ст. откл.) мкг/г сухой массы.

Никель. По своим свойствам он сходен с железом и кобальтом. Основной источник загрязнения среды никелем – сжигание каменного угля. Всасывается никель в желудочно-кишечном тракте, транспортируется альбумином и гистидином, его транспорт очень сходен с транспортом меди. Никель является кофактором уреазы, гидрогеназ, метилкофермент-М-метилредуктазы, влияет на гемопоэз, играет роль в стабилизации цитоплазматических мембран, в которые он входит как структурный компонент; принимает участие в структурной организации и функционировании ДНК, РНК и белков, обмене пролактина, углеводном и липидном обменах. Известно, что никель влияет на рост перьев цыплят. При дефиците никеля в рационе цыпленка плохо растут, у них наблюдаются дерматиты и утолщение ног. В тканях наблюдаются утолщение митохондрий и расширенное перинуклеарное пространство. Дефицит никеля увеличивает выделение железа и кальция из организма, нарушает всасывание микроэлементов в желудочно-кишечном тракте. Сложность доказательства необходимости никеля как элемента связана с тем, что он сопутствует железу и его трудно отделить от этого элемента. Избыток элемента нарушает синтез РНК и ДНК. Ni_2S – канцероген, вызывающий рак легких (Медлер, 1980; Kendall et al., 1982; Шмидт-Нильсен, 1982; Lumeji, 1985; Peakall, 1985; Heinz et al., 1987; Авцын и др., 1991). Содержание никеля в теле мелких воробьиных птиц по нашим данным варьировало в широких пределах от 0 до 59,3 мкг/г ($n = 59$), составляя в среднем $5,46 \pm 8,22$ (ст. откл.) мкг/г сухой массы.

Медь широко распространена в почве, но в определенных областях ее концентрации так низки, что и растения и животные страдают от ее недостатка. Один из наиболее заметных симптомов – анемия. Медь необходима для образования гемоглобина и поступает в организм в основном с пищей, усваивается около 30% суточной дозы. Депонируется элемент в печени, кишечнике, легких, селезенке, коже и волосах. Ключевую роль в обмене меди играют гепатоциты печени. Основной транспортный белок меди – церуллоплазмин – содержится в

эритроцитах и лейкоцитах, обеспечивает функции оксидаз, в первую очередь цитохромоксидазы. Медь является компонентом семи оксидоредуктаз, окисляющих железо, первичные амины, гидроксирование дофамина, окисление лизина, терминальные окисления в митохондриях, в печени и почках млекопитающих – окисление мочевой кислоты, дисмутацию супероксида в эритроцитах и тканях животных. Медь не входит в состав молекулы гемоглобина, но ее недостаток препятствует образованию этого пигмента. Медь также является составной частью многих ферментов – аминоксидаз, супероксиддисмутаза, наиболее важный из которых – цитохромоксидаза, содержащая железо и медь. Медь необходима всем животным, и ее недостаток в природных сообществах сказывается на появлении эндемичных заболеваний (Уразаев, 1978; Мецлер, 1980). Недостаток меди нарушает обмен железа, что приводит к анемии, развитию эмфиземы легких, аневризмам крупных артерий; нарушается синтез коллагеновых волокон, что приводит к депигментации кожных покровов и их производных, ломкости костей, деформации скелета, аномалиям развития и тяжелым органическим поражениям центральной нервной системы. Избыток меди мало исследован, однако известно, что хронический гиперкуприоз сопровождается многие неспецифические заболевания у людей и животных, известна эндемичная болезнь Вильсона (Журавель, 1960; Pinowska, Pinowski, 1982; Авцын и др., 1981, и др.). Антагонистами меди в организме являются цинк, мышьяк, кадмий, марганец, молибден, сера и свинец.

Однако медь – один из высокотоксичных металлов, которые объединяют под общим названием "тяжелые металлы". В целом под тяжелыми металлами понимают металлы с атомным номером более 20 (Martin, Coughtrey, 1982). Токсический уровень меди в пище, который вызывает острое отравление, составляет порядка 100–1000 мкг/г для разных видов животных (Вредные химические вещества, 1988). Содержание меди в теле воробьиных птиц по нашим данным варьировало в широких пределах от 0 до 94,8 мкг/г ($n = 59$), составляя в среднем $9,08 \pm 13,7$ (ст. откл.) мкг/г сухой массы. По литературным данным содержание меди варьирует в теле разных видов птиц от 5,1 до 10 мкг/г.

Цинк относится к жизненно необходимым элементам, так как входит в состав многих важных ферментов, включая карбоангидразу эритроцитов и несколько пептидаз. Он необходим для функционирования карбоксипептидазы панкреаса, дипептидаз, щелочной фосфатазы, РНК- и ДНК-полимераз и других металлоферментов (всего для 200 ферментов, регулирующих физиологические процессы синтеза и распада углеводов, жиров, белков и нуклеиновых кислот). Гидролазы, в состав которых входит цинк, участвуют в 27 реакциях. Этот элемент также присутствует в молекулах лиаз и фосфотрансфераз, участвует во многих процессах синтеза белка и нуклеиновых кислот (имеется во всех 20 известных нуклеотидилтрансферазах). Цинк играет существенную роль в процессах стабилизации структур ДНК и РНК, рибосом, процессе трансляции, незаменим на многих этапах экспрессии гена.

Цинк участвует в обмене витамина А, важен для нормального роста и развития (Мецлер, 1980). Токсичность цинка во многом зависит от синергизма или антагонизма с другими металлами, особенно с кадмием. Цинк менее токсичен, чем медь, и его токсичность не проявляется даже при 10–30-кратной передозировке (Добровольская, 1980; Burger, Gochfeld, 1995; Авцын и др., 1991, и др.).

Содержание цинка в теле мелких воробьиных птиц по нашим данным варьировало в широких пределах от 0 до 1356 мкг/г ($n = 59$), составляя в среднем $1429,6 \pm 198,9$ (ст. откл.) мкг/г сухой массы. По литературным данным содержание цинка в теле птиц варьирует от 47 до 130 мкг/г.

Ванадий. Ванадий является катализатором окисления фосфолипидов в печени. Известно его активное аккумулятивное накопление некоторыми морскими оболочниками. Содержание ванадия в теле мелких воробьиных птиц по нашим данным варьировало в широких пределах от 0 до 78,5 мкг/г ($n = 59$), составляя в среднем $3,74 \pm 12,2$ (ст. откл.) мкг/г сухой массы.

Хром влияет на углеводный и косвенно на липидный метаболизм, прочно связан с нуклеиновыми кислотами, он эффективно защищает их от денатурации. При избытке хром способен вытеснять ионы магния, ингибирует ферменты аэробного гликолиза, цикл Кребса, угнетает синтез аминокислот и белков, в результате склеротизации биологических мембран и стенок капилляров развивается гипоксия. Трехвалентный хром – мутаген и канцероген. Он может замещать йод в тиреоидных гормонах. Он токсичен при дозах, заметно превышающих необходимые потребности (Becker et al., 1985; Ohlendorf et al., 1986; Авцын и др., 1991, и др.). Содержание хрома в теле мелких воробьиных птиц по нашим данным варьировало в широких пределах от 0 до 6754 мкг/г ($n = 59$), составляя в среднем $129,3 \pm 879,5$ (ст. откл.) мкг/г сухой массы.

Молибден. Молибден входит в состав ферментов (альдегидоксидазы, сульфитоксидазы и ксантинооксидазы) и, таким образом, играет роль в окислении пуринов до мочевой кислоты. Содержание молибдена в теле мелких воробьиных птиц по нашим данным варьировало в широких пределах от 0 до 4,43 мкг/г ($n = 59$), составляя в среднем $0,52 \pm 0,75$ (ст. откл.) мкг/г сухой массы.

Вольфрам. Соединения вольфрама принято считать токсичными для животных. Содержание вольфрама в теле мелких воробьиных птиц по нашим данным варьировало в широких пределах от 0 до 9,87 мкг/г ($n = 59$), составляя в среднем $0,25 \pm 1,28$ (ст. откл.) мкг/г сухой массы.

Марганец необходим для функционирования большого числа ферментов, участвующих в окислительном фосфорилировании, синтезе мукополисахаридов. Он способен заменять в ферментах магний и цинк, вызывая изменения их каталитических свойств. Недостаток марганца приводит к нарушению развития костей, и, кроме того, этот элемент необходим для функционирования яичников и семенников. Нехватка марганца в митохондриях нервных клеток приводит к нарушениям в

центральной нервной системе, росте и развитии скелетных образований. Избыток марганца развивается вследствие выраженных кумулятивных свойств элемента; он накапливается в печени, почках, костях, головном и спинном мозге. Особенно опасно свободное проникновение марганца через гемато-энцефалический барьер и его тропизм к подкорковым структурам головного мозга (Kendall et al., 1982; Lumeji, 1985; Авцын и др., 1991; и др.). Содержание марганца в теле мелких воробьиных птиц по нашим данным варьировало в широких пределах от 1,91 до 119 мкг/г ($n = 59$), составляя в среднем $17,8 \pm 20,2$ (ст. откл.) мкг/г сухой массы. По литературным данным содержание меди в теле птиц варьирует от 6 до 13 мкг/г.

Кремний. Лишь в 1972 г. было установлено, что кремний, который по распространенности в земной коре стоит вслед за кислородом, необходим для нормального роста животных. Он входит в состав мукополисахаридов и играет матричную роль в формировании костей (Carlisle, 1972, 1977). Очевидно, в результате влияния на коллаген костей у цыплят, не получающих кремния, развиваются аномалии костей, в том числе черепа (Carlisle, 1977). Содержание кремния в теле мелких воробьиных птиц по нашим данным варьировало в широких пределах от 0 до 2485 мкг/г ($n = 23$), составляя в среднем 894 ± 717 (ст. откл.) мкг/г сухого вещества.

Олово. Олово необходимо для нормального роста, но некоторые его соединения – токсичны. Содержание олова в теле мелких воробьиных птиц по нашим данным варьировало в широких пределах от 0 до 67,3 мкг/г ($n = 59$), составляя в среднем $5,97 \pm 13,75$ (ст. откл.) мкг/г сухого вещества.

Мышьяк. Мышьяк по токсичности превосходит большинство других элементов. Он поступает в организм в основном через дыхательные пути, поскольку его соединения летучи, а также через желудочно-кишечный тракт. Элемент поливалентен, и в различных соединениях производит в организме разные эффекты. Органические соединения его не опасны и выводятся почками. Неорганические соединения мышьяка концентрируются в эритроцитах (на 99% связываются гемоглобином), задерживаются белками плазмы крови и тканями, выделяются организмом в неизменном и метилированном виде с мочой. Жизненная необходимость мышьяка установлена в опытах на животных, синтетические мышьякосодежащие препараты – производные фенилаларсоновой кислоты – применяются в птицеводстве и свиноводстве в качестве кормовых добавок для повышения привеса и профилактики заболеваний. При очень низком содержании мышьяка в пище у крыс вырастает грубая шерсть и они развиваются медленнее, чем контрольные животные. Наблюдаются увеличение селезенки и низкие величины гематокрита (Шмидт-Ниельсен, 1982). В основном мышьяк известен как токсический элемент окружающей среды, он содержится в выбросах производства инсектоfungицидов, цветной металлургии, рудообработывающей промышленности. Соединения мышьяка по степени токсичности располагаются в следующий ряд: $AsH_3 > As^{3+} > As^{5+} >$

> AR-As-X > As⁰. Неорганический арсенит значительно токсичнее для животных, чем арсенат. Мышьяководефицитные состояния у человека неизвестны, у животных выражаются в потере веса, снижении лактации, повышении смертности потомства. Хронический избыток элемента приводит к диспепсии, гастритам, гепатиту, снижению остроты зрения, повреждению кожных покровов и их производных, нарушениям в дыхательной, сердечно-сосудистой и нервной системах, возникновению раковых заболеваний. Токсичность мышьяка связана с тем, что арсенат-ион подобен фосфат-иону по таким свойствам, как размер молекулы, структура и способность вступать в биохимические реакции. Его токсическое действие установлено и для птиц (Журавель, 1960; Thapar et al., 1969; Arnold et al., 1973; Мецлер, 1980; Goede, 1985; Ohlendorf et al., 1986; Goede et al., 1989; Авцын, 1991). Содержание мышьяка в теле воробьиных птиц по нашим данным варьировало в широких пределах от 0 до 186 мкг/г ($n = 59$), составляя в среднем $8,38 \pm 35,08$ (ст. откл.) мкг/г сухого вещества.

Селен до 1957 г. был больше известен как экотоксикант. Его биохимическая роль, видимо, связана с функцией витамина Е, который необходим для роста и нормального размножения. Селенсодержащие белки участвуют в ряде окислительно-восстановительных реакций: глутатионпероксидаза предохраняет клетки от действия перекисных радикалов. Селен включается в железосеропротеины, зависящие от витамина Е, которые работают при переносе электронов в эндоплазматическом ретикулуме клеток печени и предохраняет их от окисления. Он повышает активность гемоксигеназы, участвует в митохондриальном транспорте электронов. Нехватка селена приводит к алиментарной мышечной дистрофии, фиброзам поджелудочной железы и нарушениям процесса размножения. Добавка селена в корм излечивает экссудативный диатез кур, некроз печени мышей и крыс. Избыток элемента приводит к выпадению волос, ногтей, желтухе, анемии, артритам и нервным расстройствам, дегенерации печени. Выяснено, что селен – активный канцероген. Селен является антагонистом ртути, и ртуть аккумулируется совместно с селеном в мольном отношении 1:1 (Никаноров и др., 1991, 1993). Селен становится токсичным уже при концентрации 10 мкг/г. При появлении недостаточности селена могут наблюдаться некроз печени и мышечная дистрофия. Из-за его токсичности исследование уровней накопления селена имеет важное практическое значение. Он оказывает влияние на процессы роста и развития, повышает частоту тератологических нарушений у многих видов водоплавающих птиц (Franke, Tully, 1935; Franke et al., 1936; Poley et al., 1937; Thapar et al., 1969; Arnold et al., 1973; Palmer et al., 1973; Hill, 1974; Jensen, 1975; Sell, Horani, 1976; El-Begearmi et al., 1977; Hutton, 1981; Kaantee et al., 1982; Kendall et al., 1982; Moksnes, 1983; Goede, 1985; Goede, De Bruin, 1985; Goede et al., 1989; King, Cramartie, 1986; Leonzio et al., 1986; Ohlendorf, Harrison, 1985; Ohlendorf et al., 1986a–c; Heinz et al., 1987, 1989; Presser, Ohlendorf, 1987; Hoffman, Heinz, 1988; Hoffman et al., 1988; Ohlendorf, 1988; Авцын и др., 1991; Burger,

Gochfeld, 1992, 1996a, b; Burger, 1995, 1996; Kim et al., 1996; Lemly, 1996; Wiemeyer, Hoffman, 1996). Содержание селена в теле мелких воробьиных птиц по нашим данным варьировало в широких пределах от 0 до 18 мкг/г ($n = 59$), составляя в среднем $1,64 \pm 2,49$ (ст. откл.) мкг/г сухого вещества.

Иод. Физиологическое значение иода связано с тем, что он входит в состав гормонов щитовидной железы. Эти гормоны ускоряют клеточный метаболизм и необходимы как регуляторы интенсивности обмена веществ и нормального роста позвоночных. Районы с недостатком иода – это большей частью внутренние гористые местности, удаленные от океана. Морская вода содержит небольшое количество иода, и он попадает в атмосферу с брызгами от волн, осаждается с дождем и удовлетворяет нужды как животных, так и человека даже на расстояниях в несколько сот километров от побережья. Содержание иода в теле мелких воробьиных птиц по нашим данным варьировало в широких пределах от 0 до 10,9 мкг/г ($n = 59$), составляя в среднем $0,82 \pm 1,60$ (ст. откл.) мкг/г сухого вещества.

Бор является жизненно необходимым элементом для растений, но его необходимость для животных не доказана. Известно, что в регионах, богатых бором, у овец развивается эндемическое заболевание "борный энтерит" (Ковальский, 1974). Содержание бора в теле мелких воробьиных птиц по нашим данным варьировало в широких пределах от 0 до 25100 мкг/г ($n = 40$), составляя в среднем 3800 ± 6050 (ст. откл.) мкг/г сухого вещества.

Свинец является кумулятивным ядом. Источники загрязнения среды свинцом – цветная металлургия, сжигание угля, нефти, аккумуляторное производство и автотранспорт, т.к. в бензин добавляется тетраэтилсвинец. Свинцовые отравления известны давно, но их этиология установлена только в этом столетии. При отравлении свинцом развиваются поражения кроветворной, нервной систем, поражаются почки, нарушается синтез белка. На микроуровне токсическое действие выражается в подавлении синтеза глобина и гема, снижении срока жизни эритроцитов, скорости проведения нервных импульсов, т.к. свинец действует на медиаторы. Патохимия свинцового токсикоза в целом ряде случаев связана с его взаимодействием с другими металлами, в первую очередь с кальцием, натрием и магнием. Острое отравление соединениями свинца отмечено для гидробионтов. Один из источников загрязнения водоемов – применение свинцовой охотничьей дроби. У теплокровных животных токсикоз проявляется при хроническом отравлении. Токсичность соединений свинца связана с их растворимостью, при этом наиболее токсичен нитрат, а ортофосфат свинца не вызывает отравлений (Вредные химические вещества, 1988). Свинец поступает в организм как через желудочно-кишечный тракт, так и через легкие. Его растворимые соединения (ацетат, хлорид, окись, тетраэтил) легко усваиваются. Свинец конкурирует в организме с железом и кальцием, а также с марганцем, цинком, кадмием и медью. Выделяется через желудочно-кишечный тракт, с мочой, потом и слюной. Аккумулируется в

костях, печени и почках. В крови свинец связывается с гемоглобином эритроцитов (за участки связывания на эритроцитах и инсулине конкурирует с кальцием, нарушая его функции), с другими белками за счет сродства к –SH-группе и боковым группам аминокислот (Getz et al., 1979; Hacker et al., 1981; Kendall, Scanlon, 1981, 1982; Macdgen et al., 1982; Pinowska, Pinowski, 1982; Lee et al., 1983; Grune et al., 1984; Lumeij, 1985; King, Cramartie, 1986; Scheuhammer, 1987; Авцын, 1991; Ochai et al., 1992; Burger, Gochfeld, 1988; 1995b; Burger et al., 1994; Berger et al., 1996). Содержание свинца в теле мелких воробьиных птиц по нашим данным варьировало в широких пределах от 0 до 265 мкг/г ($n = 59$), составляя в среднем $11,26 \pm 34,88$ (ст. откл.) мкг/г сухого вещества. По литературным данным содержание свинца в теле птиц также подвержено широкой изменчивости, так как свинец в больших концентрациях аккумулируется в организме при его избытке в среде обитания.

Кадмий широко используется в металлургическом производстве, например, сталелитейном, выделяется при сжигании промышленных отходов. Поступая в организм через ЖКТ и дыхательные пути, кадмий усваивается в объеме 4–5%. Для него нет механизма гомеостатического контроля, поэтому он длительно удерживается в организме, аккумулируясь преимущественно в почках и печени. Кадмий подобно свинцу опасен при хроническом поступлении, но в отличие от соединений свинца соли кадмия вызывают острое отравление при дозах 50–100 мкг/г (Мецлер, 1980; Вредные химические вещества, 1988). Токсическое действие элемента проявляется в том, что он угнетающе действует на синтез нуклеиновых кислот и белков, разобщает процессы окислительного фосфорилирования и дыхания, ингибирует ряд ферментов – каталазу, карбоангидразу, фосфатазы и т.д., снижает активность витамина D₃, уменьшает фагоцитирующие способности макрофагов, угнетает секрецию инсулина, увеличивает синтез глюкозы (до гипергликемии). Токсическое действие кадмия нейтрализуется препаратами селена и цинка. Хроническое отравление кадмием приводит к нарушениям работы почек, анемии, легочной недостаточности, остеопорозу (Dmowski, 1985, 1993; Авцын и др., 1991, и др.). Содержание кадмия в теле мелких воробьиных птиц по нашим данным варьировало в широких пределах от 0 до 3,4 мкг/г ($n = 59$), составляя в среднем $0,33 \pm 0,57$ (ст. откл.) мкг/г сухой массы. По литературным данным содержание кадмия в теле птиц варьировало от 0,2 до 1,9 мкг/г.

Ртуть обладает высокой токсичностью для всех организмов. Ртуть попадает в окружающую среду как в результате ее естественного испарения из земной коры, так и в результате промышленного загрязнения (производство хлора, красителей, электротехническая, оборонная промышленность, сельское хозяйство, медицина). Практическое значение имеют локальные промышленные загрязнения. 80% ртути поступает в организм из воздуха, 7% через желудочно-кишечный тракт. 90% ее накапливается в почках, остальное – в печени, головном мозге.

В основе действия ртути лежит блокада биологически активных групп белковой молекулы (сульфогидрильных, аминных, карбоксильных и др.) и низкомолекулярных соединений с образованием обратимых комплексов. Ртуть обладает высоким сродством к $-SH$ -группе, вследствие чего ингибирует многие ферменты, снижая синтез белка, нарушая проницаемость мембран, затрудняя транспорт веществ. Органические соединения ртути легко проходят плацентарный барьер и аккумулируются в плоде. Ртуть включается в молекулу транспортной РНК. Под ее влиянием изменяются мембраны эндоплазматического ретикулума (Вредные химические вещества, 1988). У птиц избыток ртути вызывает нарушение размножения, особенно формирование скорлупы, приводит к гибели эмбрионов и птенцов. Наиболее опасны органические соединения ртути (метилртуть). Показаны уменьшение численности популяций и понижение репродуктивного успеха у птиц при загрязнении среды ртутью (Furness et al., 1986; Braune, 1987; Биоиндикация..., 1988; Авцын и др., 1991, и др.). Содержание ртути в теле мелких воробьиных птиц по нашим данным варьировало в широких пределах от 0 до 6,3 мкг/г ($n = 59$), составляя в среднем $0,32 \pm 1,12$ (ст. откл.) мкг/г сухого вещества.

Другие микроэлементы. В живых тканях встречается также много других следовых элементов, например, *литий, рубидий, бериллий, стронций, алюминий, бор, германий и радий.*

Возможно, эти элементы имеют функциональное значение, хотя определенных достоверных свидетельств нет. Некоторые из них весьма токсичны, но даже и в этом случае они могут быть необходимы в следовых количествах. Например, *франций* встречается в земной коре в столь мизерных количествах, что без искусственного введения его в организм не удавалось оценить его биологического действия. Содержание стабильного стронция в теле мелких воробьиных птиц по нашим данным варьировало в широких пределах от 0 до 282 мкг/г ($n = 59$), составляя в среднем $20,0 \pm 38,1$ (ст. откл.) мкг/г сухого вещества.

Радиоактивные изотопы цезия и стронция как потенциальные загрязнители окружающей среды стали широко известны после испытания ядерного оружия в атмосфере. При небольшом вкладе в радиоактивность продуктов распада после взрыва они благодаря достаточно длительному периоду полураспада – ^{90}Sr (28 лет), ^{136}Cs (30 лет) – становятся основным источником радиоактивного излучения при глобальных выпадениях. Не случайно после аварии на Чернобыльской АЭС именно ^{137}Cs привлек наибольшее внимание (Ядерная энциклопедия, 1996). Однако и стабильный изотоп стронция привлек в свое время пристальное внимание при изучении уровской эндемии, где он был одним из этиологических факторов этого заболевания (Виноградов, 1938, 1949). Цезий относительно несколько токсичнее рубидия. Благодаря сходству их свойств с кальцием и калием ^{90}Sr и ^{137}Cs хорошо усваиваются организмом животных. Они долгое время считались соответствующими аналогами этих элементов в пищевой цепи. Необходимость этих элементов для существования организмов животных не

доказана (за исключением радиолярий, имеющих стронциевый скелет), хотя они постоянно встречаются в организме животных.

Литий встречается во всех организмах, и известно, что его соли благоприятно воздействуют на организм человека при некоторых заболеваниях психики. Содержание лития в теле мелких воробьиных птиц по нашим данным варьировало от 0 до 6,3 мкг/г ($n = 35$), составляя в среднем $0,79 \pm 1,20$ (ст. откл.) мкг/г сухого вещества.

Бериллий – ближайший сосед лития в периодической таблице Менделеева. Он токсичен и обладает канцерогенными свойствами. Ион бериллия вызывает профессиональное заболевание бериллиоз, а хлорид бериллия примерно на порядок токсичнее хлорида лития (Вредные химические вещества, 1988). Содержание бериллия в теле мелких воробьиных птиц по нашим данным варьировало от 0 до 0,04 мкг/г ($n = 35$), составляя в среднем $0,004 \pm 0,008$ (ст. откл.) мкг/г сухого вещества.

Рубидий относительно малотоксичен, но ядовит в условиях дефицита калия. Содержание рубидия в теле воробьиных птиц по нашим данным варьировало от 0,66 до 40,3 мкг/г ($n = 59$), составляя в среднем $6,03 \pm 5,52$ (ст. откл.) мкг/г сухого вещества.

Радий встречается в организмах в столь малых количествах, что его влияние малозаметно, но в условиях загрязнения среды радий мог бы представить опасность как альфа-излучатель (Криволуцкий и др., 1991).

Алюминий. Кислотные дожди привели к увеличению подвижности ряда элементов и проявлению их токсических свойств. В первую очередь это касается алюминия. В основе механизма многих проявлений интоксикации лежит действие алюминия непосредственно на ядерный хроматин. Он конкурирует с фосфором и кальцием, снижает активность ряда ферментов. Нитрат алюминия наиболее токсичен для животных (Вредные химические вещества, 1988). Содержание алюминия в теле мелких воробьиных птиц по нашим данным варьировало от 3,37 до 5466 мкг/г ($n = 58$), составляя в среднем 602 ± 861 (ст. откл.) мкг/г сухого вещества.

Серебро. Стерилизующее действие соединений серебра известно давно. Оно действует как ферментный яд, причем на мелких живых организмах его действие проявляется отчетливее. Для крупных организмов из-за низкой концентрации серебра в воде и пище его токсическое действие практически не проявляется. Содержание серебра в теле мелких воробьиных птиц по нашим данным варьировало от 0 до 257 мкг/г ($n = 59$), составляя в среднем $8,13 \pm 37,5$ (ст. откл.) мкг/г сухого вещества.

Золото. Из-за малой химической активности и слабого всасывания солей золота в пищеварительном тракте о нем как экотоксиканте известно мало. Но соединения золота действуют на процессы кроветворения (Вредные химические вещества, 1988), если попадают в организм, могут вызывать аллергические реакции при долгой работе с этим металлом. Содержание золота в теле мелких воробьиных птиц по

нашим данным варьировало от 0 до 110 мкг/г ($n = 59$), составляя в среднем $3,52 \pm 14,5$ (ст. откл.) мкг/г сухого вещества.

Платина. Этот металл может вызывать платиноз у людей, работающих с ним (Войнар, 1960). Содержание платины в теле мелких воробьиных птиц по нашим данным варьировало от 0 до 5,67 мкг/г ($n = 59$), составляя в среднем $0,57 \pm 1,34$ (ст. откл.) мкг/г сухого вещества.

Германий геохимически ведет себя как метка кремния. Биологически как минеральные, так и органические соединения германия неактивны (Вредные химические вещества, 1988; Lewis et al., 1988). Однако германий был обнаружен нами в птицах. Его концентрация варьировала от 0 до 3,71 мкг/г ($n = 59$), составляя в среднем $0,25 \pm 0,58$ (ст. откл.) мкг/г сухого вещества.

Галлий считается слаботоксичным. Содержания галлия в теле мелких воробьиных птиц по нашим данным варьировало от 0 до 15 мкг/г ($n = 58$) составляя в среднем $1,17 \pm 2,78$ (ст. откл.) мкг/г сухого вещества.

Таллий токсичен при низких концентрациях, его соединения использовались как родентициды, вызывающие нарушения в пищеварительном тракте и почечной деятельности. Содержание таллия в теле мелких воробьиных птиц по нашим данным варьировало от 0 до 1,22 мкг/г ($n = 59$), составляя в среднем $0,081 \pm 0,20$ (ст. откл.) мкг/г сухого вещества.

Сурьма считается токсичным элементом. Содержание сурьмы в теле мелких воробьиных птиц по нашим данным варьировало от 0 до 12 мкг/г ($n = 59$), составляя в среднем $0,77 \pm 1,75$ (ст. откл.) мкг/г сухого вещества.

Среди радиоактивных элементов и изотопов наибольший интерес привлекают такие продукты искусственного распада, как изотопы иттрия, циркония, рутения, церия, а также естественно радиоактивные элементы – уран, торий и продукты их распада, как, например, полоний. Уран и торий – естественно радиоактивные элементы, обладающие химической токсичностью. Содержание тория в мелких птицах варьировало от 0 до 1,26, составляя в среднем $0,089 \pm 0,21$ ($n = 59$), а урана от 0 до 1,55, составляя в среднем $0,12 \pm 0,30$ ($n = 59$) (ст. откл.) мкг/г сухого вещества.

Торий – малотоксичный элемент, плохо преодолевающий биологические барьеры. Однако из-за того, что изотопы тория (торий-227, 228, 230 и 232) – альфа-излучатели, они вызывают опухоли костей и других тканей. Химические соединения урана, особенно растворимые, действуют на все органы и ткани как клеточный яд. Радиобиологический эффект урана из-за низкой удельной активности его изотопов, проявляется лишь при хроническом воздействии. Воздействие урана и тория на природные популяции особенно заметно для почвенных животных с длительным циклом развития (Криволуцкий, 1983, 1985, 1986).

Радиоизотопы *иттрия, циркония, церия и рутения* слабо всасываются в желудочно-кишечном тракте животных (Корнеев, Сироткин, 1988), но их активность очень высока в первые периоды после аварии или ядерного взрыва, поэтому они могут вызывать радиационное поражение животных в первые периоды после аварий. Содержание иттрия в теле мелких воробьиных птиц по нашим данным варьировало от 0 до 2,79 мкг/г ($n = 59$), составляя в среднем $0,24 \pm 0,55$ (ст. откл.) мкг/г сухой массы. Содержание циркония в теле мелких воробьиных птиц по нашим данным варьировало от 0 до 22,4 мкг/г ($n = 59$), составляя в среднем $1,53 \pm 3,30$ (ст. откл.) мкг/г сухого вещества. Содержание церия в теле мелких воробьиных птиц по нашим данным варьировало от 0 до 12,7 мкг/г ($n = 59$), составляя в среднем $0,91 \pm 1,96$ (ст. откл.) мкг/г сухого вещества. Содержание рутения в теле мелких воробьиных птиц по нашим данным варьировало от 0 до 2,297 мкг/г ($n = 59$), составляя в среднем $0,009 \pm 0,039$ (ст. откл.) мкг/г сухого вещества.

Среди радиоактивных элементов в последние годы привлекают пристальное внимание трансурановые элементы, способные загрязнять окружающую среду при аварийных ситуациях на предприятиях по переработке ядерного топлива или атомных электростанциях. Они были среди радионуклидов, оказавшихся в окружающей среде после аварии на Чернобыльской АЭС. Так, естественные, как и искусственные, радионуклиды должны обладать высоким радиотоксическим действием, что подтверждается в экспериментах с плутонием-239, который оказался более токсичным для почвенной фауны, чем другие искусственные радионуклиды (Кривоуцкий, 1985).

Среди других элементов пока не найдено высокотоксичных. Некоторые элементы, например титан и скандий, постоянно встречаются в животных, но их роль неизвестна и токсических эффектов они не вызывают. Титан вместе с тем относится к самым распространенным элементам в земной коре. Ниобий известен тем, что аккумулируется в некоторых видах оболочников (Проссер, 1977). Содержание ниобия в теле мелких воробьиных птиц по нашим данным варьировало от 0 до 5,16 мкг/г ($n = 59$), составляя в среднем $0,19 \pm 0,69$ (ст. откл.) мкг/г сухого вещества. Содержание теллура в теле мелких воробьиных птиц по нашим данным варьировало от 0 до 2490 мкг/г ($n = 59$), составляя в среднем 234 ± 383 (ст. откл.) мкг/г сухого вещества. Содержание скандия в теле мелких воробьиных птиц по нашим данным варьировало от 0 до 204 мкг/г ($n = 59$), составляя в среднем $4,6 \pm 26,5$ (ст. откл.) мкг/г сухого вещества.

Практически все лантаноиды малотоксичны. Все элементы этой группы (*лантан, церий, празеодим, неодим, прометий, самарий, европий, гадолиний, тербий, диспрозий, гольмий, эрбий, тулий, иттербий и лютеций*) были обнаружены нами в птицах (табл. 3).

У разных групп наземных позвоночных животных химический состав тела имеет свои особенности (табл. 4, рис. 2). Оценка взаимосвязи между рядами логарифмических концентраций элементов (0 был предварительно заменен на 0,0001) показала, что

Таблица 3. Минимальное, максимальное и среднее (\bar{x}) содержание лантаноидов в теле мелких воробьиных птиц ($n = 59$) (в мкг/г сухой массы), стандартное отклонение

Показатель	Лантаноиды						
	La	Ce	Pr	Nd	Sm	Eu	Gd
Min	0	0	0	0	0	0	0
Max	9,9	12,7	2,01	7,5	1,5	0,2	1,8
\bar{x}	0,87	0,91	0,15	0,54	0,13	0,30	0,19
Ст. отк.	1,98	1,96	0,33	1,25	0,27	0,04	0,39
	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu
Min	0	0	0	0	0	0	0
Max	0,2	1,1	0,2	0,7	0,1	0,7	0,2
\bar{x}	0,02	0,10	0,02	0,06	0,01	0,06	0,01
Ст. отк.	0,04	0,20	0,04	0,13	0,02	0,14	0,03

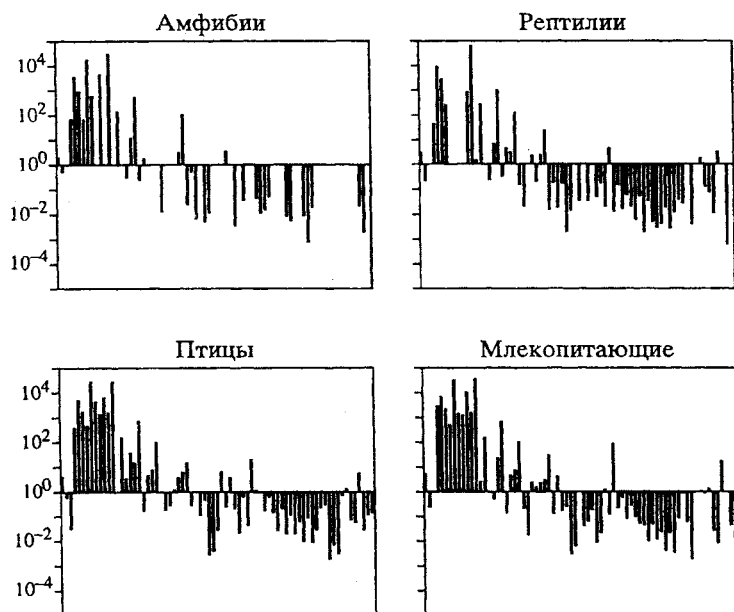


Рис. 2. Спектрограммы химического элементного состава тела амфибий, рептилий, птиц и млекопитающих в логарифмическом масштабе на основе данных мультиэлементного анализа (72 химических элемента, расположенных в порядке возрастания атомной массы), мкг/г сух. в.

птицы по химическому составу наиболее близки к млекопитающим ($r = 0,95, n = 72$). Между химическим составом птиц и рептилий наблюдается большее расхождение ($r = 0,86, n = 72$), тогда как с амфибиями они наименее всего схожи ($r = 0,74, n = 72$).

Таблица 4. Химический состав мелких позвоночных животных по данным автора (в мкг/г сухого вещества)

Элемент	Амфибии	Рептилии	Птицы	Млекопитающие
Li	0,52	0,20	0,61	0,23
Be	0	0	0,03	0
B	68,7	48	337,7	2884
Na	3404	9599	4867,5	6185
Mg	917	2750	1455	2031
Al	6	235	427,2	502
P	17340		23363,5	30395
S	574		4075,9	1252
Cl			1278,5	1221
K	4669		6014,3	8751
Si		899,5	1404,7	1491
Ca	31250	67255	25404,6	35350
Sc	0,903	1,54	1,05	2,62
Ti	150	270	143,8	190
V	0	0	3,04	0,91
Cr	0,295	0,221	35,5	0,458
Mn	11,4	6,98	15,7	22,06
Fe	512	934	690,4	651
Co	0,248	0,337	0,188	0,157
Ni	1,74	4,17	4,52	4,56
Cu	0	3,09	6,34	4,32
Zn	0	133	91,1	82,33
Ga	0	0,153	1,04	0,198
Ge	0,015	0,0195	0,181	0,017
As	0	0	0,28	2,26
Se	0	2,275	1,28	1,497
Br	0	0,205	3,53	2,015
Rb	3,2	2,7	5,53	3,1
Sr	112	26,8	15,95	27,0
Y	0,026	0,015	0,281	0,122
Zr	0,54	0,185	0,959	3,811
Nb	0,007	0,0195	0,112	0,167
Mo	0	0,163	0,45	0,254
Ru	0,006	0,002	0,003	0,003
Rh	0,013	0,013	0,004	0,006
Pd	0	0	0,03	0
Ag	0	0,034	5,12	0,043
Cd	0	0	0,24	0,074
Sn	4,08	0,035	3,37	0,166
Sb	0	0	0,2	0,008
Te	0,004	0,05	0,02	0,020
I	0	0,196	0,667	1,205
Cs	0,039	0,021	0,04	0,125

Таблица 4 (окончание)

Элемент	Амфибии	Рептилии	Птицы	Млекопитающие
Ba	0	4,505	18,2	75,1
La	0	0,013	1,08	0,229
Ce	0,044	0,138	0,97	0,565
Pr	0,013	0,017	0,17	0,07
Nd	0,018	0,056	0,62	0,256
Sm	0,054	0,021	0,13	0,1
Eu	0	0,006	0,027	0,051
Gd	0	0,053	0,219	0,048
Tb	0	0,002	0,021	0,010
Dy	0,01	0,034	0,116	0,047
Ho	0,006	0,005	0,024	0,012
Er	0	0,003	0,066	0,024
Tm	0	0,004	0,01	0,004
Yb	0,009	0,019	0,08	0,02
Lu	0,001	0,003	0,008	0,003
Hf	0,02	0,011	0,03	0,080
Ta	0	0,037	0,26	0,923
W	0	0,027	0,311	0,060
Re	0	0	0,002	0,002
Os	0	0,004	0,006	0
Ir	0	0	0,003	0
Pt	0	1,975	0,738	0,791
Au	0	0,138	1,17	1,309
Hg	0	0,081	0,07	0,025
Tl	0	0,01	0,06	0,008
Pb	0	4,151	6,51	15,75
Bi	0,026	0	0,027	0
Th	0,002	0,0005	0,107	0,042
U	0	0	0,147	0,012

Концентрации многих элементов существенно варьируют у беспозвоночных и позвоночных, как было показано А.Д. Покаржевским (1985). У птиц большую долю от массы золы составляют микроэлементы (табл. 5). Паттерны химических элементов в теле животных отличаются своеобразием и отражают групповые особенности химического состава (см. рис. 2). Так, многие химические элементы не были обнаружены в составе тела амфибий. Рептилии по количеству обнаруженных элементов занимают промежуточное положение, тогда как птицы и млекопитающие характеризуются максимальным разнообразием элементного химического состава. Диапазон предельных значений элементов у птиц отличается своеобразием по сравнению с другими группами животных (рис. 3).

Мы сравнили содержание микроэлементов в костях диких птиц 35 видов из 8 отрядов и 6 видов млекопитающих степной и пустынной

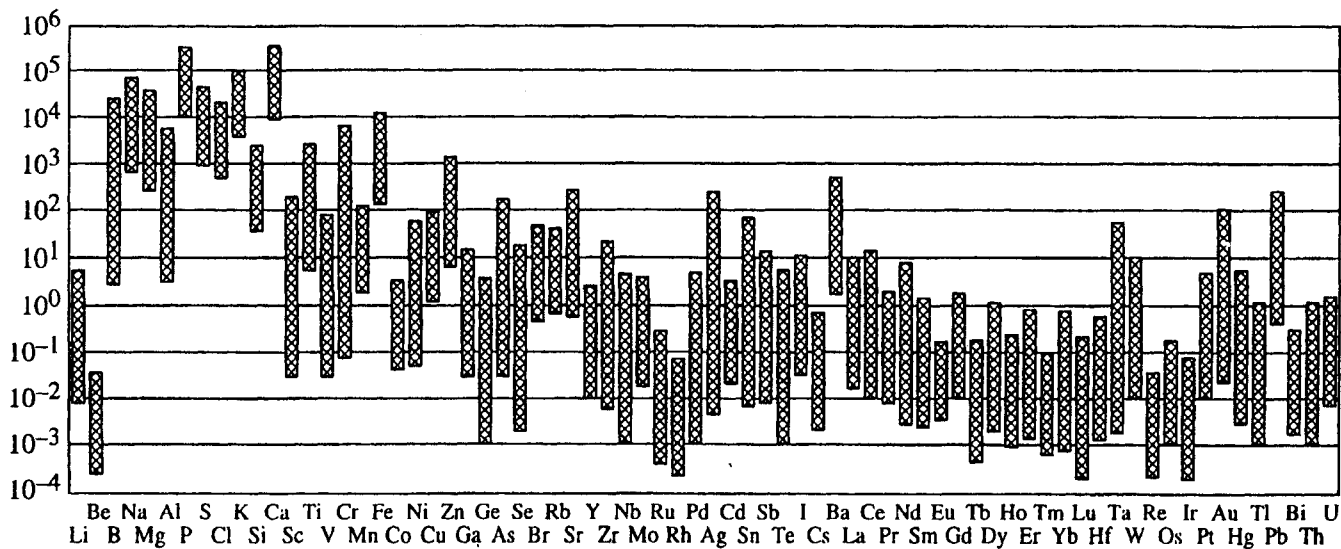


Рис. 3. Размах варьирования концентраций химических элементов в теле мелких воробьиных птиц на основе данных мультиэлементного анализа, $\mu\text{г/г}$ сух. в. (логарифмические координаты)

**Таблица 5. Содержание некоторых элементов в теле птиц
(в % сухой массы) по литературным данным
(Grimshaw et al., 1958; Sturges et al., 1974)**

Вид	Элементы			
	N	P	S	Зольные элементы
Малый эмпидонакс	1,62	1,66	1,68	11,85
Каролинский поползень	2,42	1,82	1,55	14,58
Лесной дрозд	4,39	1,92	2,18	13,6
Пестрый американский дрозд	1,96	1,78	1,93	12,95
Американский дрозд	1,85	1,8	1,8	12,33
Бурый короткоклювый дрозд	3,46	1,98	1,67	13,14
Красно-черная пиранга	6,0	1,94	1,76	12,81
Красногрудый дубоносый кардинал	4,21	2,05	2,10	13,42
Серый юнко	2,83	2,08	1,74	13,96
Странствующий дрозд		2,11		14,5
Красноглазый виреон	2,67	1,99	1,42	13,35
Сероголовый виреон		1,84		15
Тонкоклювый виреон		1,93		13,3
Пегая американская славка		2,01		13,3
Синеспинный лесной певун		1,97		13,6
Зеленый лесной певун		1,96		13,0
Золотоголовый дроздовый певун		1,76		12,13
Американская горихвостка		2,00		13,6
Пурпурная чечевица		2,08		12,9
Желтобрюхий дятел-сосун				9,97
Лазоревка		1,8–1,86		11,2–11,3
Московка		1,81–1,82		11,4–11,6
Желтоголовый королек		1,79–1,87		10,0–10,6

зоны Монголии, представленных дикими видами (тарбаган и кулан) и домашним скотом (овца, верблюд, лошадь, корова).

Высокая концентрация марганца, свинца и мышьяка отмечена у сурка-тарбагана. У этого млекопитающего в костях был обнаружен кобальт, тогда как у домашнего скота и кулана концентрация кобальта была ниже уровня обнаружения. Средняя концентрация кобальта в костях птиц была примерно в 4,5 раза выше аналогичной концентрации в костях млекопитающих.

Накопление и выведение элементов из организма птиц

Одни микроэлементы выводятся преимущественно с экскрементами (марганец, медь, свинец, цинк, кадмий), другие – с экскретатами (кобальт, селен, хром), третьи – двойко (ртуть, мышьяк). Накапливаются элементы в органах, в которых они функционируют (используются в клетках для синтеза металлоферментов и других веществ, например гемоглобина), где депонируются и затем элиминируются (Авцын и др., 1991). Стрессовые воздействия (голод, инфекция, эндотоксины, гипотермия и физическая нагрузка) активируют синтез металлотронеина в печени, увеличивая тем самым интенсивность метаболизма микроэлементов (Авцын и др., 1991). Выведение мышьяка и кадмия очень замедлено.

Наши исследования на камышнице, зимующей на промышленном водоеме в Верхней Силезии, в январе 1993 г. (Betleja at al., 1993; Лебедева и др., 1998) позволили установить, что некоторые тяжелые металлы (марганец, кадмий, медь, свинец и цинк), присутствовавшие в биотопе в повышенных концентрациях, превышали нормальные уровни и в пище, и в экскрементах птиц (табл. 6).

Концентрации кадмия в растительности и экскрементах камышниц были близки, тогда как содержание кобальта, свинца, меди, цинка и магния было значительно выше в экскрементах, чем в растениях. Со-

**Таблица 6. Содержание тяжелых металлов в экскрементах камышницы
и компонентах биотопа (в мкг/г)**

Образец	Cr	Mn	Co	Ni
Воздух	0,012	0,200	0,020	0,010
Вода	0,027	0,014	0,018	0,0655
Грунт водоема	47,6	1229	18,7	47,1
Пища (растения)	8,4	498	1,3	2,2
Экскременты	20,5	1117	1,3	7,7

Образец	Cu	Zn	Cd	Pb
Воздух	0,300	0,700	0,009	0,400
Вода	0,055	0,0155	0,0155	0,062
Грунт водоема	115,7	3061	11,1	266
Пища (растения)	8,3	647	1,4	33
Экскременты	11,8	1036	1,3	37,1

держание марганца, хрома и никеля в экскрементах в 2–3 раза превышало содержание этих металлов в растительности. Растения, составляющие основу пищевого рациона камышиницы, являлись одним из источников поступления тяжелых металлов в организм птиц. Птицы, захватывая частицы пищи с ила, на котором они часто собирали пищу у края водной поверхности, могли захватывать и частицы грунта, увеличивая тем самым поступление тяжелых металлов в желудочно-кишечный тракт. Поступление тяжелых металлов происходило также с водой, так как камышиницы большую часть времени собирали пищу с поверхности и в толще воды. Экскременты камышиниц были существенно загрязнены тяжелыми металлами. При этом марганец и хром усиленно выводились из организма камышиниц.

В экспериментах с краквой при длительном поступлении радионуклидов (Буров и др., 1999) было обнаружено, что максимальное содержание ^{90}Sr в скелете, равное 900% от суточного потребления, приходится на 160–180-е сутки после начала поступления радионуклида с пищей; максимальное содержание ^{137}Cs в мышцах, равное 490%, – на 180-е сутки, ^{60}Co , равное 3,5%, – на 100–160-е сутки и максимальное содержание ^{22}Na , равное 760%, – на 200–250-е сутки. Радионуклиды ^{22}Na и ^{137}Cs (90%) выводятся из мышечной ткани уток с эффективным периодом полувыведения 12–15 суток, а 50% ^{60}Co – 230 суток; ^{90}Sr выводится из костной ткани уток с периодом полувыведения 750 суток. При откладке яиц во всем яйце содержится 13,6% от суточного поступления ^{22}Na , 0,3% – ^{60}Co , 35,3% – ^{90}Sr и 2,5% ^{137}Cs .

Мультиэлементный анализ и его возможности в изучении популяций птиц

Мультиэлементный анализ – новое средство изучения химического элементного состава организмов, который стал использоваться в экологии животных только в самое последнее время (Лебедева, 1998б, 1999а, б; Dmowski, 1998; Lebedeva, 1998, 1999), он позволяет получить данные о накоплении естественных радионуклидов при их концентрациях выше $n \cdot 10^{-12}$. Мы впервые применили мультиэлементный анализ в качестве нового метода в популяционной экотоксикологии птиц.

Его появление следует отнести к достижениям последнего времени. Он дает возможность оценить содержание многих химических элементов в живых организмах для выявления причин и масштабов природной и антропогенной изменчивости концентраций химических элементов в экосистемах. В России такие исследования на животных с помощью данного метода до нас никем не выполнялись.

Мы оценили корреляцию содержания элементов в тушках насекомоядных птиц (черный стриж, большая синица, теньковка, тростниковая камышевка) с концентрациями этих же элементов в тушках преимущественно зерноядных видов близких размеров (обыкновенный вьюрок, щегол, домовый и полевой воробьи). Обнаружена умеренная

Методы анализа мультиэлементных данных

Новым методом, который был нами применен в оценке разнообразия накопления экотоксикантов в птицах, стали звездчатые диаграммы распределения элементов в логарифмических координатах (Лебедева, 1999б). Метод сравнительного графического изображения особенностей концентрирования химических элементов птицами разных географических популяций, суть которого состояла в наложении на оси, расходящиеся из одной точки, концентраций элементов в логарифмических координатах. Такой метод позволил представить различия в паттернах химического состава птиц. Для сравнительной оценки паттернов химических элементов, полученных на основе мультиэлементного анализа, использовали спектрограммы, в которых отмечали наличие и отсутствие тех или иных элементов в теле птиц.

В качестве наиболее наглядного метода представления мультиэлементных данных нами разработана *многоуровневая звездчатая диаграмма*. Химические элементы, которые определяются в биологических образцах в пределах концентраций: от 10^{-12} до 10^{-9} ; от 10^{-8} до 10^{-4} и от 10^{-3} и выше, – представлены тремя отдельными сериями в логарифмическом масштабе (рис. 4).

Глава 2

ПЕСТИЦИДЫ И ДИОКСИНЫ В ПТИЦАХ

Пестициды, ПХБ, ПХДД и ПХДФ в диких птицах

Список поллютантов, оказывающих отрицательное воздействие на размножение птиц, кроме промышленных экотоксикантов, включает хлорорганические и фосфорорганические пестициды, углеводороды нефти, тяжелые металлы, гербициды, фунгициды, *o,n'*-ДДТ, полихлорированные бифенилы (ПХБ) и смеси хлорорганических соединений, хорошо определяемые как эстрогены окружающей среды, действующие на популяции чаек, размножающихся в грязных "горячих точках", например на Великих озерах и других подобных местах. Эстрогенные хлорорганические соединения представляют собой важный класс птичьих экотоксикантов, так как дифференциация репродуктивной системы птиц является эстроген-зависимой (Fry, 1996). Пестициды растворимы в липидах, поэтому они накапливаются в жировых тканях, желтке яиц и костном мозге (Biessmann et al., 1983).

Массовое применение в 1950–1970-е гг. пестицидов во многих странах поставило под угрозу существование популяций многих видов птиц. Широкое применение альдрина, дильдрина и гексахлорциклогексанов в сельском хозяйстве в 1957–1963 гг. резко снизило численность перепелятника в Великобритании (Newton, Haas, 1984). В результате применения пестицидов в фермерском хозяйстве Швеции в 1950–1960-е гг. уменьшилась численность популяции обыкновенной пустельги (Wallin et al., 1983). Пониженный репродуктивный успех, повышенная смертность взрослых и снижение численности популяции канадского гуся в штатах Орегон и Вашингтон (США) в 1978–1981 гг. были связаны с применением гептахлора (Blus et al., 1984). Найденные мертвыми птицы содержали в тканях мозга летальные концентрации этого пестицида (8–9 мкг/г). С 1957 по 1960 г. три мощных волны применения пестицидов привели к сокращению на 70% колонии лесного ибиса в Турции (восточная часть ареала). В последующие годы увеличение использования пестицидов в сельском хозяйстве привело к сокращению численности молодых особей в популяции этого вида (Hirsch, 1980). В 1980-е гг. колония в Турции состояла лишь из нескольких неудачно размножающихся пар. Без объединения усилий других стран, в частности Эфиопии и Эритреи, в которых находятся зимовки этой популяции ибиса, сохранение колонии было бы невозможным.

В результате применения ДДЭ популяция американского бурого пеликана в США оказалась на грани исчезновения, так как токсикант оказывал негативное влияние на толщину скорлупы яиц, нарушая процессы эмбриогенеза. В 1973 г. пеликан был внесен в список угрожаемых видов страны. После запрета применения ДДЭ пеликаны восста-

новили численность (Schreiber, 1980). Однако появление новых токсических веществ и их применение может вновь поставить популяцию уязвимого вида в критическое состояние.

Одним из неблагоприятных мест на планете для птиц являются Великие озера. В 1960-е гг. численность популяции ушастого баклана, гнездящегося на оз. Гурон, резко сократилась в результате мощных репродуктивных потерь (уменьшение толщины скорлупы яиц, величины кладки и др.). Однако в 1980-е гг. после снижения уровней загрязнения ДДЭ, ДДТ, ДДД, дильдрин, гептахлорэпоксида, гексахлорбензина и ртути численность птиц постепенно восстановилась (Vaughn-Weseloh et al., 1983). Тот же вид, гнездящийся на о-ве Спайдер (оз. Мичиган), испытывает неблагоприятные факторы в период размножения и имеет большой диапазон дефектов при вылуплении по сравнению с птицами на удаленных территориях и в настоящее время. Яйца ушастого баклана в начале 1990-х гг. содержали от 9,7 до 38 мкг/г сырой массы ПХБ (Williams et al., 1995). Загрязнение водных экосистем ДДЭ и ПХБ и последующее накопление токсикантов в организме птиц оказывало отрицательное воздействие на популяции пастушка-трескуна, малой султанки, камышницы и арамы, уменьшая толщину скорлупы яиц. В конце 70-х гг. толщина скорлупы у этих видов была существенно меньше, чем скорлупа яиц из коллекций, собранных до 1947 г. (Klaas et al., 1980). Уровни ПХБ, ДДЭ и дильдрин в яйцах большого баклана из колонии на востоке Великобритании были ниже большинства известных значений для этого или близких видов, что означает снижение уровней этих загрязнителей в окружающей среде в 1990-х гг. (Mason et al., 1997). Установлено, что уровень загрязнения ХОС, такими как ПХБ, ДДТ, хлордан, ГХЦГ (группа гексахлорциклогексана) и ГХБ (гексахлорбензол), в печени большого баклана в двух колониях в Японии не представлял серьезной угрозы для птиц (Guruge et al., 1997).

Природоохранная политика многих стран, экотоксикологический и популяционный контроль состояния редких и обычных видов птиц приводит к положительным результатам. С введением запрещения применения некоторых хлорорганических соединений их уровни в среде постепенно снижаются. С 1968 по 1980 г. концентрации ДДТ и ПХБ уменьшались в яйцах полярной гагары на оз. Онтарио, хотя содержание дильдрин и ртути оставалось на одном и том же уровне (Frank et al., 1983). В Баренцевом море за период с 1972 по 1991 г. отмечено постепенное снижение ДДТ и ПХБ в обыкновенных моевках (Boigne, 1976; Nettleship, Peakall, 1987; Савинова, 1990; Савинова и др., 1993). Общий уровень содержания хлорированных углеводородов снизился, однако уровень содержания полихлорированных бифенилов уменьшился незначительно, при этом ПХБ являются доминирующими среди всей группы хлоруглеводородов, регистрируемых в птицах.

В 1993–1994 гг. в яйцах четырех видов водоплавающих птиц, гнездящихся в Национальном Адюбоновском резервате, на островах в лагуне Медре (Техас, США), концентрации ДДЭ были ниже уровней, определенных здесь в конце 1970-х – начале 1980-х гг., и ниже концентраций, вызывающих морфологические нарушения и оказывающих дру-

гие отрицательные эффекты на птиц (Мога, 1996). Остатки ДДТ и его метаболитов, обнаруженные в плазме крови белоголового орлана, зимующего на Миссури в Колорадо, были достаточно низкими в 1980-х гг., что свидетельствовало в пользу снижения уровня загрязнения среды обитания птиц (Henny et al., 1981).

Однако во многих странах загрязнение пестицидами и ПХБ представляет серьезную проблему для сохранения разнообразия птиц и численности отдельных видов. Массированное применение пестицидов оказывает негативное влияние на местные популяции грифов в Южной Африке (капского сипа, эндемика, и африканского грифа), снижая их численность через механизм уменьшения толщины скорлупы яиц (Mundy et al., 1982).

Влияние пестицидов на хищных птиц часто приводит к катастрофическим последствиям для их популяций, так как они замыкают трофические цепи в экосистемах (Gillsleider, Oehme, 1982). Зарегистрированы случаи гибели красноплечих канюков в результате отравления карбофуранами через поедание мелких млекопитающих и накопление токсиканта в организме птиц (Balcomb, 1983).

На Африканском континенте в районах высокой численности мухцеце проводятся регулярные обработки ДДТ, при этом наносится огромный ущерб популяциям птиц. Популяция зеленого лесного удода в Зимбабве уменьшилась за последние годы в местах применения ДДТ на 90% (Douthwait, 1995).

Проблемы загрязнения и охраны птиц не решены в Европе. Малая крачка является в Европе исчезающим видом, поэтому находится под охраной. В дельте Аксисооса (Греция) этот вид содержит в организме остатки хлорорганических пестицидов, способных оказывать негативное воздействие на успех вылупления птенцов (Goutner et al., 1997). На северо-западе и севере Греции в 1992–1993 гг. коэффициенты накопления хлорорганических пестицидов: альфа-ГХБ, бета-ГХБ, линдана, 2,4'-ДДД, 4,4'-ДДД, 4,4'-ДДЭ и 4,4'-ДДТ, – были очень высоки в яйцах кудрявого пеликана, внесенного в международную Красную книгу, и его главных жертвах – угрях *Anguila anguila*, в погибших птенцах и яйцах желтой и малой белой цапель, кваквы и их жертвах (Albanic et al., 1995, 1996). Птицы имели концентрации токсикантов ниже значеный, способных оказывать негативное популяционное воздействие.

Не решены проблемы загрязнения и контроля состояния среды и популяций птиц в Южной Америке. Широкое применение ксенобиотиков в городских и промышленных районах приводит к воздействию на водные экосистемы высоких концентраций ПХБ. Например в Чили в бассейне р. Биобио широко применяются пестициды на основе линдана, который в высоких концентрациях накапливается в рыбах и рыбоядных птицах (Focardi et al., 1996). ДДТ однородно распространен во всем бассейне, а большинство остатков ПХБ в рыбах и птицах представлены рядом соединений от пента- до гептахлорбифенилов.

Исследования способности к биологическому накоплению простых ПХБ соединений на трех трофических уровнях пищевых цепей водной экосистемы были проведены путем сравнения концентраций ПХБ в

тканях водоплавающих птиц (хохлатая чернеть, большая поганка, серая цапля и большой баклан) и определения концентраций токсикантов в их пище (Zimmermann et al., 1997). В основном утки, питающиеся моллюсками, имели более низкие уровни ПХБ по сравнению с рыбоядными птицами. Факторы биологической трансформации были наиболее высокими для неортохлорированных ПХБ (от 3 до 15 форм).

В Баренцевом море было установлено (Савинова, Габриельсен, 1994; Краснов и др., 1995), что различия в биоаккумуляции хлорированных углеводов в организме бургомистров, моевок и обыкновенных гаг определяются прежде всего различиями в кормовом рационе, уровнями загрязнения окружающей среды в местах зимних миграций, а также в значительной степени межвидовыми физиолого-биохимическими различиями (скоростью нормального метаболизма, содержанием и составом липидов, активностью системы детоксикации ксенобиотиков). Анализ содержания остаточных количеств хлорированных углеводов в организме баренцевоморских птиц, принадлежащих к различным трофическим группам, показал, что наиболее высокий уровень биоаккумуляции присущ хищным птицам, а бентофаги оказываются наименее загрязненными.

Низкие уровни загрязнителей в обыкновенных крачках оз. Гурон (Martin et al., 1995) объясняются тем, что кормовой рацион вида состоит из мелких рыб. Высокие уровни загрязнения в яйцах древесной американской ласточки в сравнении с яйцами красноплечего черного трупиала могут быть связаны с преобладанием водных насекомых в ее питании; напротив, пища трупиала содержит большое количество наземных беспозвоночных. Таким образом, большое значение для вида, обитающего в загрязненной среде, имеет трофическая ниша, которую он занимает.

Природа экотоксиканта, физиолого-биохимические особенности птиц играют важную роль в аккумуляровании отдельных токсических субстанций при наличии в среде широкого спектра загрязнения. Так, концентрации двух родственных ПХБ (123 и 153 по классификации IUPAC 28) были определены в различных компонентах водных экосистем (Niimi et al., 1996). Их соотношение (обычное 123 : 153) в иле и воде составляло 30 : 70. Их концентрация увеличивалась к верхним звеньям пищевых цепей, и менялось их соотношение на разных трофических уровнях. У беспозвоночных оно оставило 25 : 75, в рыбах – 10 : 90, в рыбоядных птицах – 5 : 95.

Рыбоядные, как и хищные птицы, имеют наименее активную систему детоксикации ксенобиотиков. Активность системы детоксикации большинства морских птиц составляет около 7% от таковой у млекопитающих таких же размеров, а у хищных птиц она значительно меньше (Walker, 1990, 1992, 1995). Небольшие размеры печени, поддержание относительно высокой температуры тела, прямое движение крови к почкам, процесс откладывания яиц и выведение экскретов через клоаку – важные характеристики птиц, которые могут объяснять их повышенную чувствительность к токсическим веществам (Walker, 1983).

Механизмы негативного воздействия ксенобиотиков на птиц чрезвычайно разнообразны. Ткани, содержащие большое количество жира, содержат наиболее высокие уровни хлорорганических соединений (ХОС). У птенцов чегравы и серебристой чайки на Великих озерах в колониях с широким градиентом загрязнения ПХБ, которое хорошо выявляется на яйцах, была обнаружена строгая взаимосвязь между хлорорганическими соединениями, подавлением иммунитета и снижением уровня витамина А в плазме крови (Grasman et al., 1996).

Концентрации ХОС были низкими в яйцах большой голубой цапли в 10 колониях из верховьев Миссисипи в 1993 г. (геометрическое среднее ДДЭ = 1,3 мкг/г сырого веса, ПХБ = 3,0 мкг/г, 2,3,7,8-ТХДД = 11,5 пг/г) (Custer et al., 1997), при этом толщина скорлупы яиц отрицательно коррелировала с концентрацией ДДЭ. У 47% эмбрионов мозг был асимметричен, а эмбрионы с асимметричным мозгом имели более высокий коэффициент вариации ДНК в крови по сравнению с эмбрионами с симметричным мозгом. Белоголовые орланы в Британской Колумбии (Канада) (Elliott et al., 1996) с высоким содержанием ПХФ и ДДЭ имели меньшую массу. Отмечена отрицательная корреляция между ПХБ и ДДЭ и кондицией особи. Дозы ДДЭ в 300–400 мкг/г сыр. в. в ткани мозга и 1500 мкг/г в пище являются летальными для обыкновенного гракла, красноплечего черного трупяла, буроголового коровьего трупяла и обыкновенного скворца (Stickel et al., 1984). ДДЭ, ПХБ, мирекс и фотомирекс вызывают нарушения в комфортном поведении и заботе о потомстве у горлиц (McArthur et al., 1983). Как было показано на самках японского перепела (Carpenter et al., 1985), ГХБ повышает концентрацию порфирина.

Фосфорорганические пестициды способны накапливаться и вызывать изменение биохимических реакций, нарушая активность холинэстеразы мозга птиц. Это было установлено для обыкновенного скворца (Grue, Shipley, 1984). Обработка фосфорорганическим инсектицидом, фентионом отрицательно влияет на пищевые ресурсы в среде обитания певчих птенцовых птиц, но птицы способны компенсировать неблагоприятное воздействие сменой доминирующих пищевых объектов. Коэффициенты роста птенцов были ниже на одном из обработанных участков по сравнению с контролем, но инсектицид не оказал влияния на гнездовую плотность, величину кладки, успех вылупления и территориальное распределение самцов (Powell, 1984). Однако применение фентиона снизило ресурсы личинок совок, составляющих важную часть пищевого рациона птенцов, и взрослые птицы вынуждены были перейти на доступные виды корма, при этом успешность вылета не снизилась. Фосфорорганические пестициды ингибируют активность холинэстеразы у птиц (Hill, Fleming, 1982; Busby et al., 1983). В местах, где для борьбы с комарами территорию обрабатывают фентионом, птицы гибнут в результате сильной депрессии активности холинэстеразы мозга (DeWeese et al., 1983). Воздействие на птиц фосфорорганических пестицидов может быть установлено при изучении активности холинэстеразы мозга, так как известны нормальные активности фермента для птенцов и слетков воробьиных птиц, а снижение активности фер-

мента приводит к понижению репродуктивного успеха и выживаемости (Grue, Hunter, 1984). Высокие дозы фосфорорганических инсектицидов, применяемые в эксперименте, воздействуют на активность ацетилхолинэстеразы мозга и солевых желез у морских птиц (например, у американской черной кряквы). Однако реальные уровни этой группы пестицидов, определяемые в окружающей среде, не вызывают нарушения осморегуляторной функции у морских водоплавающих (Rattner et al., 1983). Фосфорорганические инсектициды (дикротифос, фенитротрион, фентион и метилпаратион) ухудшают физиологическую кондицию птиц, вызывают потерю аппетита (Grue, 1982). Фосфорорганические инсектициды оказывают нейротоксический и тератогенный эффект на крякву (Hoffman, Sileo, 1984) и нарушают процесс заботы о потомстве у обыкновенного скворца (Grue et al., 1982).

Одной из глобальных экологических проблем является загрязнение окружающей среды суперэкотоксикантами. Суперэкотоксиканты – вещества, обладающие в малых дозах (1×10^{-9} – 1×10^{-14} г/г или г/мл) мощным действием, индуцирующим и (или) ингибирующим ферменты (к цитозольному Ah-рецептору, контролирующему в первую очередь активацию генов A1 и A2 на 15-й хромосоме человека и накопление монооксигеназ – цитохромов P-4501A1 и P-4501A2), что вызывает накопление ряда биокатализаторов – гемопротеидов, в количествах опасных для функционирования клетки и организма, нарушая гормональный обмен и подавляя работу иммунных систем (Клюев, 1996). К суперэкотоксикантам относятся полихлорированные дибензодиоксины (ПХДД) и полихлорированные дибензофураны (ПХДФ), среди которых 2,3,7,8-ТХДД изомер является наиболее токсичным. Основными источниками поступления ПХДД и ПХДФ в окружающую среду являются химические и металлургические производства, установки для сжигания бытовых и промышленных отходов, выхлопные газы автомобилей и др. ПХДД и ПХДФ концентрируются в высших звеньях пищевых цепей и, поступая в организм, накапливаются в жировых тканях. Неменьшую опасность представляют ПХБ, производимые и применяемые в промышленных масштабах, способные превращаться в соединения преддиоксинового типа и переходить в производные ПХДД и ПХДФ (Клюев, 1996).

Диоксиновые соединения представляют существенную опасность и для птиц, являющихся конечными звеньями трофических цепей. Диоксины способны накапливаться в опасных количествах в организме птиц. Рыбоядные птицы подвергаются большему риску в результате воздействия 2,3,7,8-ТХДД и родственных соединений по сравнению с рыбами и водными беспозвоночными (Loonen et al., 1996). Высокий риск для популяции белоголового орлана на Великих озерах при поедании рыбы, загрязненной ПХБ и ПХДД (Giesy et al., 1995). Все мертвые орланы содержали определяемые концентрации главных 2,3,7,8-структурных изомеров ПХДД и ПХДФ. Некоторые птицы были очень загрязнены, один орлан, найденный в 1990 г., содержал: 400 нг/кг 2,3,7,8-ТХДД, 1400 нг/кг 1,2,3,7,8-ПсХДД и 4400 нг/кг 1,2,3,6,7,8-ГкХДД. Отмечена следующая тенденция: птицы с высокими концентрациями

2,3,7,8-ТХДД имели низкие концентрации 2,3,7,8-ТХДФ, объясняемые индукцией цитохрома P4501 А-типа печени ТХДД и последующим метаболизмом ТХДФ.

В 1991–1992 гг. были определены концентрации ПХДД и ПХДФ в грудных мышцах и печени орланов-белохвостов, найденных мертвыми в Польше (Falandysz et al., 1996). Концентрации ПХДД и ПХДФ в грудных мышцах орланов с Балтийского побережья были в пределах 12–89 пг/г сырой массы и 35–88 пг/г в печени этих птиц. У орланов, размножающихся на материке, ПХДД и ПХДФ составили 1,0–9,6 в мышцах и 1,2–6,5 пг/г в печени.

В течение трех десятилетий проводились целенаправленные исследования по изучению влияния экотоксикантов на процесс размножения ушастого баклана на Великих озерах (Ludwig et al., 1995). Рост популяции был прерван во времена применения ДДТ, который нарушал толщину скорлупы яиц, что приводило к потерям в репродуктивный период. Другими факторами, влиявшими в эти годы на процесс размножения, были планарные ПХБ, ПХДД и ПХДФ. После запрета применения ДДТ были проведены исследования эмбриональной устойчивости: исследована частота деформаций клювов бакланов и других тератологических нарушений, связанных с воздействием ПХБ и диоксинов, некоторые из которых (такие, как планарные хлорорганические соединения) представляют серьезную экотоксикологическую проблему на Великих озерах. Чайки и бакланы характеризуются высокими межвидовыми различиями в чувствительности к этим загрязнителям. Биохимические особенности и высокая плодовитость бакланов позволяет им поддерживать численность популяции на Великих озерах и выигрывать в конкуренции с чайками.

Проблема загрязнения суперэкотоксикантами остра в Средиземноморье, где гнездятся и зимуют многие виды водоплавающих птиц. ПХБ, ПХДД и ПХДФ определяли в яйцах охраняемых видов чаек: Одуэна и сизой, гнездящихся в Средиземноморье (Pastor et al., 1995). При этом различия в концентрациях токсикантов в яйцах (у сизой чайки 0,4–1,6 мкг/г сух. в. и чайки Одуэна 1,2–33,9 мкг/г сух. в.) отражали различия в паттернах экотоксикантов в биотопах и пище двух видов.

Влияние хлорорганических экотоксикантов на индивидуальное развитие и популяционные показатели птиц

Неблагоприятное воздействие загрязнителей среды на птиц многогранно из-за различных механизмов действия пестицидов, загрязняющих окружающую среду. ДДТ влияет на толщину скорлупы яиц, некоторые хлорорганические соединения оказывают эстрогенное воздействие, ПХБ и диоксины влияют на развитие. Это примеры показателей, которые использовались в контроле воздействия экотоксикантов на диких птицах. Разнообразие загрязнителей обуславливает физиологические эффекты на разных уровнях живого, включая как прямые эффекты на размножающихся взрослых животных, так и

влияние, оказываемое на развитие эмбриона. Действие на эмбрион заключается в смертности или сокращении успешности вылупления, тератологическом воздействии, обуславливающим появление скелетных аномалий и замедление дифференциации репродуктивной и нервной систем через механизмы гормональной подмены эстрогенов, внезапной гибели успешно растущих птенцов. Диапазон химических эффектов на взрослых птиц включает острую гибель, сублетальный стресс, нарушение процесса оплодотворения, формирования яиц, скорлупы, изменение инкубационного поведения и процесса заботы о потомстве.

Была исследована роль хлорорганических соединений в снижении гнездового успеха большого баклана в Нидерландах (Van den Berg et al., 1994). У птиц из более загрязненной колонии обнаружено увеличение дыхательного коэффициента, увеличение активности цитохрома P450, снижение уровня тиреоидного гормона. Широкий спектр индивидуальной изменчивости наблюдали для всех параметров. Значимые ($P < 0,05$) отношения доза–эффект наблюдались для уменьшения концентрации свободного тироксина плазмы, веса желточного мешка, относительного веса печени и размера головы. Эти отклонения могут играть важную роль в снижении репродуктивного успеха бакланов и численности популяции.

Накопление ДДЭ и ПХБ в яйцах кваквы снижает репродуктивный успех в колониях этого вида (Custer et al., 1983). В экспериментах было установлено (Peakall, Lincer, 1996), что ДДЭ вызывает уменьшение толщины скорлупы у кряквы и американской пустельги. Для американской куропатки и японского перепела, уменьшение толщины скорлупы в результате воздействия ПХБ и ДДЭ не наблюдали. Многочисленные исследования других авторов с ДДЭ показали, что это соединение может вызывать уменьшение толщины скорлупы у многих видов птиц, но для некоторых видов этого установить не удалось. Доказано, что только ДДЭ является экотоксикантом, который достоверно воздействует на толщину скорлупы в дозах, реально существующих в окружающей среде.

Многие пестициды и ТХДД оказывают на птиц тератогенное влияние (Braun, Nogowicz, 1983). Эмбрионы ушастых бакланов, получившие смесь ПХБ, ПХДД и ПХДФ из окружающей среды на стадии яйца, вылупляются с асимметричным мозгом (Henshel et al., 1997). Степень и частота асимметрии коррелировали с дозой полученных экотоксикантов. Явная асимметрия мозга может быть легко установлена у птенцов и использована как биомаркер воздействия ТХДД-зависимых соединений на нейроморфологическое развитие.

Морфологические аномалии были зарегистрированы у многих видов колониальных водоплавающих из некоторых местообитаний на оз. Св. Лаврентия на Великих озерах, в том числе у ушастого баклана и чегравы в период с 1986 по 1991 г. (Ludwig et al., 1996). Половина эмбрионов, найденных погибшими в яйцах, имела морфологические аномалии. Были установлены 19 типов морфологических нарушений. Одна из десяти чеграв со скрещенным клювом доживала до вылуп-

ления, при этом эмбрионы этого вида имели большую долю особей со скрещенным клювом по сравнению с бакланами. Набор найденных деформаций и аномалий был сходен с набором отклонений у птенцов, которые в эксперименте подвергались воздействию планарных ПХБ и диоксинов. Доля вылупившихся и деформированных птенцов коррелировала с концентрациями *n*-ПХБ и ТХДД. Концентрации ТХДД сильно связаны с долей деформированных птенцов баклана, обнаруженных в живых и погибших яйцах. Сходные корреляции ТХДД с долей морфологических аномалий найдены у вылупившихся птенцов и погибших эмбрионов чегравы. Морфологические аномалии и доля погибших эмбрионов в большей степени коррелировали с ТХДД, чем с общим количеством ПХБ.

Связь между загрязнителями окружающей среды и наличием врожденных аномалий колониальных птиц была проверена также в колониях ушастого баклана на озерах Мичиган (Висконсин, США) и Виннипег (Манитоба, Канада) (Larson et al., 1996). Общее количество ПХДФ и ТХДД-эквивалентов было в 7–8 раз выше в яйцах птиц с оз. Мичиган (7,8 мкг/г и 13,8 пг/г., соответственно), чем в яйцах с оз. Виннипег (1,0 мкг/г и 19 пг/г, соответственно). Доля вылупившихся птенцов из колонии на оз. Мичиган (59%) была меньше ($P < 0,05$), чем на оз. Виннипег (70%), а доля птенцов с деформациями клювов была выше ($P < 0,001$) на оз. Мичиган (0,79 против 0,06%). Однако, внутри колонии на оз. Мичиган, концентрации ПХДФ и ТХДД-эквивалентов не коррелировали ни с успешностью вылупления, ни с долей деформированных птенцов.

В лучших условиях находятся растительноядные водоплавающие. Исследования популяции черной американской кряквы, зимующей в Калифорнии, где широко применялись хлорорганические пестициды, выявили низкие уровни загрязнения птиц, которые не должны оказывать воздействие на популяционное размножение или выживаемость. Однако в популяции всегда есть особи, содержащие довольно высокие концентрации токсикантов (Ohlendorf, Miller, 1984).

Пестициды и полихлорированные бифенилы в популяции полевого воробья

Исследовано содержание пестицидов в пище и экскрементах птенцов модельной популяции полевого воробья из разных биотопов в 15 км от г. Варшавы. Сравнивали размножение птиц в двух биотопах: Дзиеканове Леснем (условно контрольный) и Киелпине (среди сельскохозяйственных полей, находящийся под воздействием пестицидов). Все птицы принадлежали к одной локальной популяции, но в период гнездования были тесно связаны с биотопом, что определило различия популяционных показателей в группировках птиц.

Была поставлена цель: определить состав пищи птенцов и выявить источники поступления хлорированных углеводов и полихлорированных бифенилов в организм птенцов полевого воробья.

Таблица 7. Пищевые объекты птенцов полевого воробья, собранные в 15 км от Варшавы (Польша) в селах Дзиеканов-Лесный, Кнеллин и Ломянки

Пищевые объекты*	I выводки		II выводки		III выводки		В общем		
	f/n	n%	f/n	n%	f/n	n%	f/n	f%	n%
<i>Lumbricidae</i>	1/1	0,1					1/1	0,5	0,1
<i>Araneidae</i>	14/27	3,5	8/9	2,5	6/8	15,1	28/44	13,7	3,7
<i>Orthoptera</i>	1/1	0,1					1/1	0,5	0,1
<i>Heteroptera</i> g.sp	5/6	0,8	1/1	0,3	2/2	3,8	8/9	3,9	0,8
<i>Pentatomidae</i>	9/10	1,3	4,4	1,1	3/3	5,7	16/17	7,8	1,4
<i>Miridae</i>	10/80	10,3					10/80	4,9	6,8
<i>Homoptera</i> g.sp	3/7	0,9					3,7	1,5	0,6
<i>Aphidoidea</i>	6/84	10,9	2/29	8,2			8/113	3,9	9,6
<i>Hymenoptera</i> g.sp	8/14	2,3			1/1	1,9	9/19	4,4	1,6
<i>Formicidae</i>	16/34	4,4	1/1	0,3	9/13	24,5	26/48	12,7	4,1
<i>Neuroptera</i>	1/2	0,3	1/1	0,3			2/3	0,8	0,3
<i>Lepidoptera</i> g.sp	9/10	1,3	11/11	3,1			20/21	9,8	1,8
<i>Geometridae</i> L.	8/9	1,2					8/9	3,9	0,8
<i>Operoptera</i> <i>brumata</i> L.	17/38	4,9					17/38	8,3	3,2
<i>Coleoptera</i> g.sp	2/2	0,3	2/3	0,8			4/5	1,6	0,4
<i>Carabidae</i>	7/10	1,3					7/10	3,4	0,8
<i>Coc.7-punctata</i> L.			44/165	46,7	1/1	1,9	45/166	22,0	14,1
<i>Coc.7-punctata</i> P.			3/5	1,4			3/5	1,5	0,4
<i>Coc.7-punctata</i> I.	14/15	1,9	5/14	4,1	12/18	33,9	31/47	15,1	4,0
<i>Coccinellidae</i> g.sp	5/6	0,8	3/3	0,8	1/1	1,9	9/10	4,4	0,8
<i>Scarabeidae</i>	20/22	2,8	1/1	0,3	4/4	7,5	25/27	12,2	2,3
<i>Elateridae</i>	12/17	2,2					12/17	5,9	1,4
<i>Selatosomus</i> sp	24/34	4,4					24/34	11,7	2,9
<i>Curculionidae</i> g.sp	13/13	1,7	3/3	0,8			16/16	7,8	1,4
<i>Phyllobius argentatus</i>	38/90	11,6					38/90	18,5	7,6

Таблица 7 (окончание)

Пищевые объекты*	I выводки		II выводки		III выводки		В общем	
	f/n	п%	f/n	п%	f/n	п%	f/n	п%
<i>Chrysomelidae</i> g.sp	1/1	0,1	7/8				8/9	3,9
<i>Diptera</i> g.sp	5/114	14,7					5/114	2,4
<i>Culex pipiens</i>	6/19	2,5					6/119	2,9
<i>Tipulidae</i>	5/7	0,9					7/9	3,4
<i>Syrphidae</i> L.			2/2	0,6	1/1	1,9	6/11	2,9
<i>Syrphidae</i> P.			6/11	3,1			22/70	10,7
<i>Syrphidae</i> I.	6/6	0,8	22/70	19,9			8/9	3,9
<i>Sarcophagidae</i>	17/27	3,5	2/3	0,8			21/33	10,2
<i>Bibionidae</i>	18/28	3,6	4/6	1,7			20/31	9,8
<i>Brachycera</i> g.sp	5/5	0,6	1/2	0,6			5/5	2,4
Семена растений	2/5	0,6					2/5	0,8
Сорная растительность	2/2	0,3					2/2	0,2
Пшеница	9/12	1,6			1/1	1,9	10/13	4,9
Овес	1/1	0,1	1/1	0,3			2/2	0,8
Пищевые отходы	8/11	1,4					8/11	3,9
Всего	115/774	100	64/353	100	25/53	100	205/1180	100
Индекс Шеннона	2,983		1,889		1,853		3,109	
Выравненность	0,832		0,611		0,773		0,843	

* L – личинка, P – куколка, I – имаго, f – число птенцов, у которых был обнаружен данный тип пищевых жертв; n – число пищевых объектов данного типа в пробах птенцов, у которых был обнаружен этот тип пищи; f% – процент птенцов (проб), у которых данный тип пищи был отмечен; п% – процент числа пищевых объектов в пище птенцов, у которых эта категория пищи была отмечена.

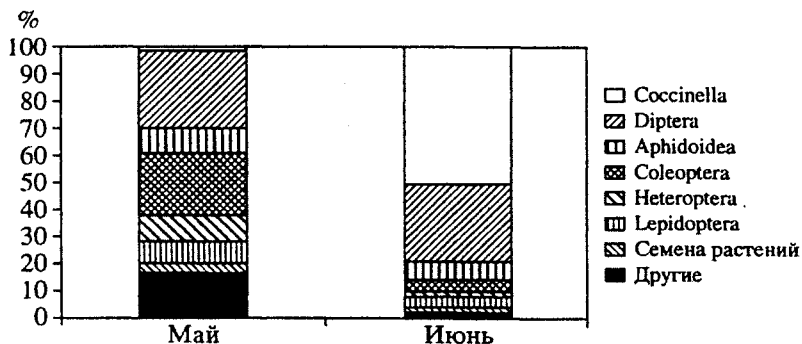


Рис. 5. Состав рациона птенцов полевого воробья в окрестностях деревень Дзиеканов Лесний, Киеппин и Ломянки в 15 км от Варшавы в мае-июне 1994 г.

В рационе птенцов полевого воробья было обнаружено 1180 пищевых объектов из 12 отрядов растений и беспозвоночных, принадлежащим 48 семействам и 131 виду (табл. 7).

Соотношение животной, растительной пищи и пищевых отходов составило 97,2:1,9:0,9% соответственно (в % от пищевых объектов) и 100:7,8:3,9% (в % частоты встречаемости).

Были отмечены достоверные изменения в этих пропорциях для первых, вторых и третьих выводков полевого воробья ($n\%: \chi^2 = 13,06; df = 4; P < 0,02; f\%: \chi^2 = 14,44; df = 4; P < 0,01$) (рис. 5).

Выраженная в величине индекса Шеннона для видов пищи ширина трофической ниши оказалась относительно ограниченной ($H' = 3,1$), а выравненность видовых обилий жертв полевого воробья в гнездовой период была достаточно высокой ($E = 0,843$).

Доминантами и наиболее часто встречаемыми видами жертв были хищники, божьи коровки *Coccinella 7-punctata* и *Tytthaspis sedecimpunctata*, мелкие фитофаги (в основном нимфы Meridae), хищные Syrphydae и фитофаги долгоносики (в основном *Phyllobius argentatus*). Соотношение фито-, зоофагов и редуцентов в пище составило 46,5:37,9:15,6%. Полевые воробьи большую часть жертв собирали в различных ярусах растительности. Виды генералисты составили в пище птенцов 44,5%, резидентные обитатели травянистого яруса – 29,5%, резиденты кустарникового и древесного ярусов – 16%, а наземные обитатели – лишь 10%. Полученные результаты отражают общую пищевую стратегию полевого воробья, который выступает в качестве вида-генералиста, собирающего своих жертв в различных ярусах растительности и на земле.

Число пищевых объектов в одной пробе составило от 1 до 11 (в среднем 3,6). Длина жертв колебалась от 1 мм (*Aphidoidea*) до 28 мм (*Orthosia cerasi*, *Noctuidae*). При этом связь между возрастом птенцов и размерами пищевых объектов отсутствовала. На протяжении всего периода гнездования у полевого воробья достоверно менялся пищевой рацион (май $n = 774$, июнь $n = 353; \chi^2 = 458; df = 7; P < 0,0001$) (см.

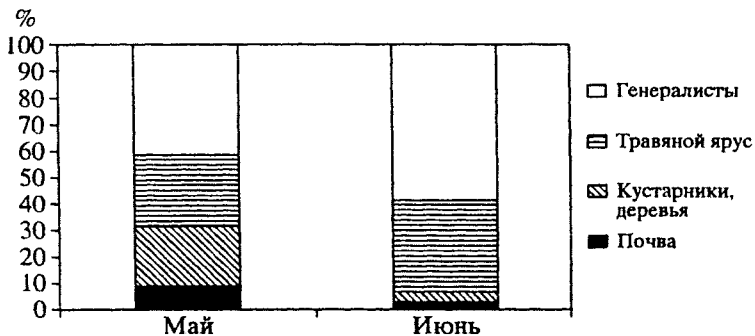


Рис. 6. Места сбора кормовых объектов взрослыми полевыми воробьями в окрестностях деревень Дзиеканов Лесний, Киелпин и Ломянки в 15 км от Варшавы в мае-июне 1994 г.

рис. 5). *Coccinella* spp. была менее обильной во время первого гнездования (май) по сравнению со вторым циклом (июнь). Противоположная ситуация была установлена для других видов *Coleoptera*, которые были многочисленнее в мае, чем в июне. Другие группы насекомых встречались в пище птенцов во все циклы гнездования в этом сезоне (см. рис. 5). Доминировали *Coleoptera* (исключая *Coccinella* spp.), в частности долгоносики *Phyllobius argentatus*, и щелкуны *Elateridae* (в основном *Selatosomus* spp.). Среди чешуекрылых *Lepidoptera* главными жертвами полевого воробья были личинки *Operoptera brumata*. Личинки кокциnellид и сирфид играли меньшую роль в июне по сравнению с маем. Напротив, имагинальные стадии кокциnellид и муравьев (*Formica* spp., *Lasius* spp.) были многочисленнее в июле.

Значимые различия были обнаружены в составе майского и июньского рационов полевого воробья (коэффициент Ренконена = 22%, $P < 0,05$), майской и июльской диеты (коэффициент Ренконена = 12%, $P < 0,05$), а также июньского и июльского рационов (коэффициент Ренконена = 21%, $P < 0,05$). Это отражает высокую численность и большую биомассу долгоносиков, щелкунов, клопов и гусениц в мае, личинок кокциnellид и сирфид в июне и имаго кокциnellид и муравьев в июле.

Анализ экологических групп пищевых жертв (рис. 6) приводит к выводу, что в мае взрослые воробьи в поисках пищи чаще посещают кустарниковый и древесный ярус, а в июне и июле чаще собирают корм в травянистом ярусе (май $n = 774$, июнь $n = 353$; $\chi^2 = 102,2$; $df = 3$; $P < 0,0001$).

В пище птенцов полевого воробья были обнаружены следы всех изученных пестицидов и ПХБ на двух участках (табл. 8).

В Дзиеканове Леснем пищевые пробы птенцов были больше всего загрязнены 2,4'-ДДТ (8,926 мкг/г), 2,4'-ДДД (6,176 мкг/г), 4,4'-ДДД (3,702 мкг/г) и бета-ГХЦГ (3,681 мкг/г). В Киелпине – 4,4'-ДДД (7,277 мкг/г), 2,4'-ДДТ (5,329 мкг/г), эндринном (3,772 мкг/г) и 4,4'-ДДТ

Таблица 8. Содержание 13 хлорорганических соединений, их суммарное количество и полихлорированные бифенилы в пище птенцов полевого воробья из двух биотопов: Дзиеканов Лесний и Киелпин (в мкг/г сух. в.)*

Пестицид	Дзиеканов Лесний			Киелпин		
	\bar{x}	SD	N	\bar{x}	SD	N
Альфа-ГХЦГ	0,102	0,092	8	0,076	0,158	24
Линдан	0,323	0,431	12	0,077	0,102	32
Бета-ГХЦГ	3,681	3,711	3	0,813	0,588	5
Гептахлор	1,008	1,018	11	0,357	1,244	31
Алдрин	0,19	0,095	3	0,293	0,236	3
Гептахлорэпоксид	0,718	0,705	4	0,612	1,023	9
4,4'-ДДЭ	0,821	0,608	8	0,77	1,079	17
Диелдрин	2,607	2,178	2	2,116	2,200	11
2,4'-ДДД	6,176	1,156	2	2,746	4,021	13
Эндрин	2,548	2,449	3	3,772	4,046	6
2,4'-ДДТ	8,926	11,229	2	5,329	2,217	3
4,4'-ДДД	3,702	4,620	4	7,277	10,594	10
4,4'-ДДТ	0,793	0,920	3	3,738	4,705	6
ΣХОС	6,934	12,53	14	6,436	17,319	36
ПХБ	10,46	16,23	8	7,1	10,11	31

* \bar{x} – среднее арифметическое, SD – стандартное отклонение, N – количество проб, в которых был обнаружен токсикант.

(3,738 мкг/г). Среднее суммарное количество ХОС было практически одинаковым в Дзиеканове Леснем (6,934 мкг/г) и Киелпине (6,436 мкг/г).

Однако среднее количество ПХБ было выше в пищевых пробах птенцов в Дзиеканове (10,46 мкг/г) по сравнению с содержанием ПХБ в Киелпине (7,1 мкг/г).

Сравнение распределений отдельных субстанций в пищевых пробах птенцов с двух участков с помощью критерия Манна-Уитни (рис. 7, табл. 9) показало, что между участками достоверные различия наблюдались в загрязнении линданом ($P < 0,05$), гептахлором ($P < 0,05$) и 2,4'-ДДД ($P < 0,01$).

При этом пища птенцов в Киелпине была существенно загрязнена линданом и 2,4'-ДДД, а в Дзиеканове – гептахлором. Для остальных токсикантов не были обнаружены достоверные отличия в их распределении в пище птенцов на двух участках.

Таким образом, уровни и спектры распределения пестицидов в пище птенцов из разных биотопов были близки, что объясняется сходной степенью загрязнения двух участков пестицидами.

Было исследовано содержание остаточных количеств хлорорганических пестицидов и полихлорированных бифенилов в экскрементах птенцов на двух участках (табл. 10).

Таблица 9. Сравнительный анализ содержания 13 хлорорганических соединений, их суммарного количества и полихлорированных бифенилов в экскрементах и пище птенцов полевого воробья из двух биотопов: Дзиеканов Лесний и Киелпин с помощью критерия Манна-Уитни*

Пестициды	Пища	Экскременты	Киелпин	Дзиеканов Лесний
	Группы сравнения			
	Киелпин	Дзиеканов Лесний	Пища	эксекременты
Альфа-ГХЦГ	0,256	0,382	1,069	0,046
Линдан	1,957*	0,720	1,295	0,975
Бета-ГХЦГ	1,329	0,438	0,248	1,262
Гептахлор	1,715*	0,752	1,369	0,738
Алдрин	0,701	1,565	1,294	0,108
Гептахлорэпоксид	0,216	1,087	0,565	1,282
4,4'-ДДЭ	0,151	1,498	1,136	2,228**
Диелдрин	0,293	0,638	0,867	0,954
2,4'-ДДЦ	2,346*	0,848	1,483	5,722**
Эндрин	0,563	1,220	1,838*	1,070
2,4'-ДДТ	0,448	0,734	1,252	0,749
4,4'-ДДД	0,879	1,678*	1,341	1,070
4,4'-ДДТ	1,478	1,360	0,167	0,361
ΣХОС	0,113	0,024	0,571	0,692
ПХБ	0,560	1,059	0,208	1,105

Примечание. В таблице даны значения статистики критерия Манна-Уитни и уровень значимости: *P < 0,05, **P < 0,01.

Таблица 10. Содержание 13 хлорорганических соединений, их суммарное количество и полихлорированные бифенилы в экскрементах птенцов полевого воробья из двух биотопов (в мкг/г сух. в.)*

Пестициды	Дзиеканов Лесний			Киелпин		
	\bar{x}	SD	N	\bar{x}	SD	N
Альфа-ГХЦГ	0,105	0,162	8	0,132	0,160	15
Линдан	0,186	0,226	12	0,338	0,825	18
Бета-ГХЦГ	0,929	0,821	4	0,741	0,328	7
Гептахлор	1,459	1,830	12	0,967	1,681	19
Алдрин	0,183	0,060	3	0,113	0,049	3
Гептахлорэпоксид	0,246	0,238	5	0,41	0,321	9
4,4'-ДДЭ	0,32	0,148	5	2,294	3,224	6
Диелдрин	1,09	0,681	3	1,446	0,793	4
2,4'-ДДД	0,321	0,644	8	1,067	0,477	6
Эндрин	1,022	0,328	3	0,722	0,384	6
2,4'-ДДТ	2,982	0,169	2	3,503	1,400	4
4,4'-ДДД	1,182	0,625	2	2,668	2,297	9
4,4'-ДДТ	0,579	0,373	2	3,278	3,406	3
ΣХОС	4,505	3,675	12	4,511	8,018	25
ПХБ	4,054	1,512	3	6,513	6,084	8

*Обозначения см. в табл. 8.

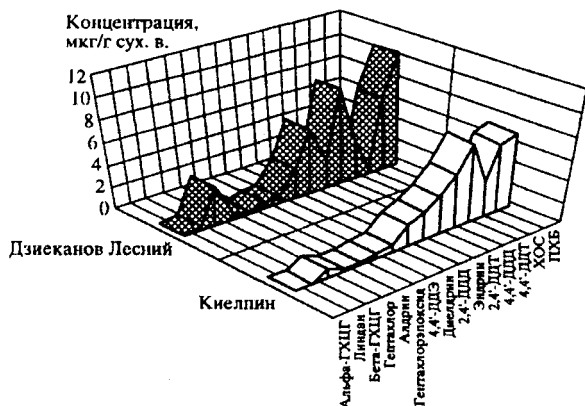


Рис. 7. Распределение средних концентраций хлорорганических соединений полихлорированных бифенилов в пище птенцов полевого воробья из Дзиеканова Лесного и Киелпина

Общее количество выводимых с экскрементами пестицидов и ПХБ составило у птенцов из Дзиеканова Лесного 4,405 мкг/г и 4,054 мкг/г, соответственно, тогда как в экскрементах птенцов в Киелпине среднее содержание суммарного количества ХОС и ПХБ составило соответственно 8,018 мкг/г и 6,084 мкг/г (см. табл. 10).

В экскрементах птенцов из Дзиеканова суммарное содержание ХОС было приблизительно в 2 раза меньше, чем в пище, и птенцы выводили 2,5 раза меньше ПХБ по сравнению с поступившим их количеством с пищей.

В Киелпине птенцы также выводили пестициды в меньшем количестве из организма по сравнению с теми количествами, которые получали с пищей. Таким образом, птенцы накапливают ХОС и ПХБ в организме, не справляясь с их выведением.

Обнаружена достоверная сильная ранговая корреляция (коэффициент корреляции Спирмена) между паттернами накопления пестицидов в пище птенцов (средние концентрации) и содержанием пестицидов в экскрементах (средние концентрации). Для птенцов из Дзиеканова Лесного: $r = 0,8607$; $df = 15$; $P = 0,0013$; для птенцов из Киелпина: $r = 0,8321$; $df = 15$; $P = 0,0018$.

Таким образом, в целом спектры токсикантов в пище птенцов соответствовали спектрам токсических субстанций, выводимых из организма.

Было проверено сравнение отдельных токсикантов, выводимых птенцами с экскрементами, на двух участках (см. табл. 10). Существенные различия были установлены лишь для выведения 4,4'-ДДД ($P < 0,05$), причем птенцы из Киелпина выводили его в большем количестве, хотя различия в поступлении не были обнаружены (рис. 8, см. табл. 10).

Представляет интерес соотношение ХОС и ПХБ в пище и экскрементах птенцов. В Дзиеканове Лесном в пищевых пробах птенцов

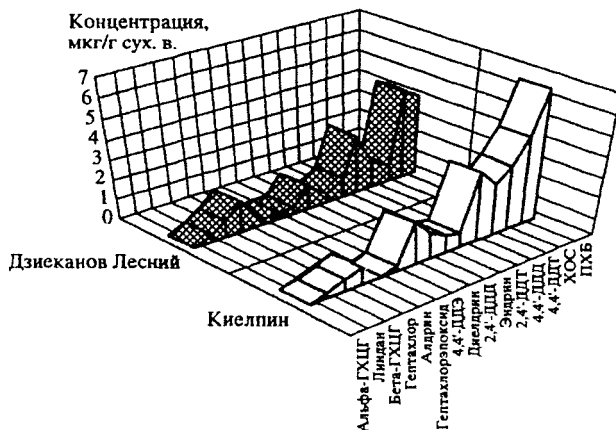


Рис. 8. Распределение средних концентраций хлорорганических соединений и полихлорированных бифенилов в экскрементах птенцов полевого воробья из Дзиеканова Лесного и Киелпина

соотношение ХОС:ПХБ составило 40:60, тогда как в экскрементах это соотношение менялось 57:53. Таким образом, ПХБ сильнее накапливались в организме птенцов на этом участке по сравнению с ХОС.

В Киелпине в пищевых пробах птенцов соотношение ХОС:ПХБ составило 48:52, тогда как в экскрементах это соотношение менялось 41:59. Таким образом, ПХБ сильнее выводились из организма птенцов на этом участке по сравнению с ХОС.

Из ХОС в экскретах птенцов в Дзиеканове Лесном в количественном отношении больше выводились различные соединения ДДД.

Если рассматривать относительное поступление и выведение различных субстанций птенцами полевого воробья на этом участке (рис. 9), то можно отметить, что только гептахлор выводился в большем количестве, чем поступал с пищей. Гептахлор был в избыточном количестве в пище птенцов и характеризовал загрязнение данного биотопа. Остальные токсиканты поступали в большем количестве, чем выводились, за исключением альфа-ГХЦГ и алдрина, которые поступали и выводились в равных соотношениях.

В Киелпине доля альфа-ГХЦГ, линдана, гептахлора и 4,4'-ДДЭ была выше в экскрементах, чем в пище (рис. 10). Бета-ГХЦГ поступал и выводился из организма птенцов в равном соотношении. Для всех остальных экотоксикантов доля поступивших с пищей была выше, чем выводимых с экскрементами.

Однако, проанализировав количественные соотношения поступающих и выводящихся из организма птенцов токсикантов, можно прийти к выводу, что в Дзиеканове следует ожидать накопление в организме птенцов 4,4'-ДДЭ ($P < 0,01$) и 2,4'-ДДД ($P < 0,01$), а в Киелпине – эндрина ($P < 0,05$).

В составе пищи птенцов полевого воробья доминировали или часто встречались личинки *Operoptera brumata* (8,3%), *Coccinella septempunc-*

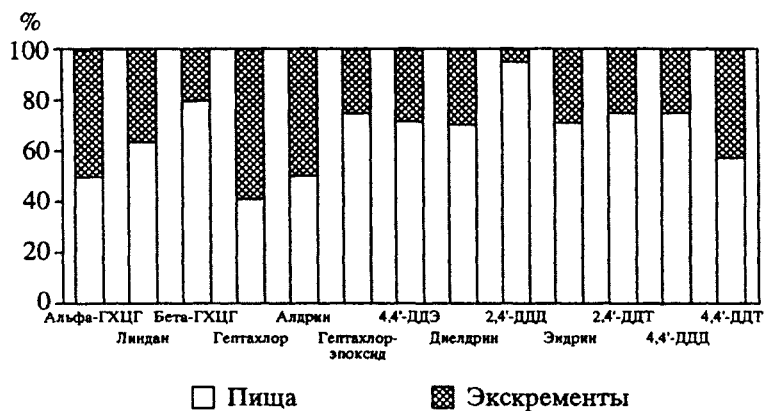


Рис. 9. Среднее соотношение хлорорганических соединений в пище и экскрементах птенцов из Дзиеканова Лесного

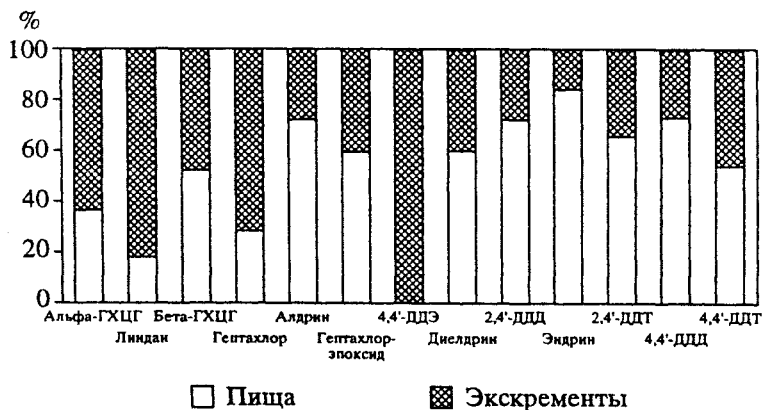


Рис. 10. Среднее соотношение хлорорганических соединений в пище и экскрементах птенцов из Киелпина

tata (22,0%), имаго *Phyllobius argentatus* (18,5%), *Selatosomus aeneus* (11,7%) и *Otiorhynchus* spp. (5,4%), которых взрослые воробьи собирали в травянистом ярусе. Отбор проб насекомых из биотопов и последующий анализ показали, что наибольшие концентрации пестицидов в Дзиеканове Лесном содержали личинки пяденицы *Operoptera brumata* ($\Sigma\text{ХОС} = 8,455$ мкг/г сух. в.) и шелкоуны *Selatosomus aeneus* ($\Sigma\text{ХОС} = 10,680$ мкг/г сух. в.), тогда как долгоносики *Phyllobius argentatus* были загрязнены ими в 70 раз меньше, чем гусеницы пядениц, и 88 раз меньше, чем шелкоуны ($\Sigma\text{ХОС} = 0,121$ мкг/г сух. в.). При этом ни в одной из проб насекомых на этом участке ПХБ не обнаружены. Паттерны пестицидов в шелкоунах и гусеницах совпадали с паттернами пестицидов в пище и экскрементах птенцов, что свиде-

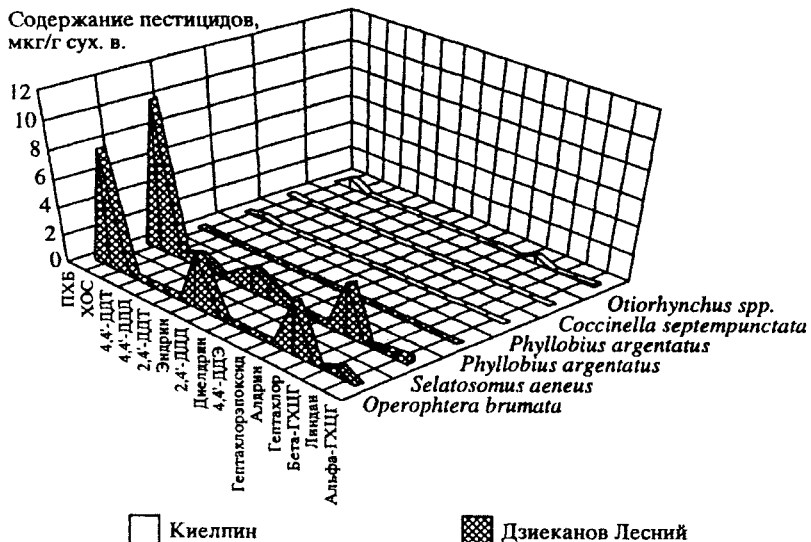


Рис. 11. Распределение хлорорганических соединений и полихлорированных бифенилов в кормовых объектах птенцов полевого воробья из двух биотопов: Дзиеканова Лесного и Киелпина

тельствует о том, что именно этим путем экотоксиканты попадают в организм полевых воробьев (рис. 11).

В Киелпине у всех исследованных насекомых общие концентрации ХОС и ПХБ были низки. Самые высокие концентрации ХОС были обнаружены у долгоносика *Selatosomus aeneus*, а ПХБ определялись лишь в пробах семиточечной божьей коровки. Таким образом, полевые воробьи получают из личинок пядениц гептахлор, 2,4'-ДДД и линдан, а из *Selatosomus aeneus* практически весь спектр анализируемых загрязнителей. *Otiiorhynchus* spp. является источником поступления гептахлора и гептахлорэпоксиды. *Coccinella septempunctata* – главный источник поступления ПХБ в организм полевых воробьев.

Птенцы первых выводков накапливают гептахлор, 2,4'-ДДД и линдан, так как в мае в рационе птенцов доминируют личинки пядениц, являющиеся основным источником этих субстанций. Свой вклад как источник поступления к птенцам первых выводков пестицидов вносит в мае также *Otiiorhynchus* spp., накапливающий практически весь спектр изученных экотоксикантов, за исключением ПХБ.

Таким образом, существующая разница в пищевых рационах первых и вторых выводков приводит к формированию разнородности молодняка в локальной популяции полевого воробья в зависимости от воздействия на них различных групп экотоксикантов в первый месяц жизни.

ПХДД и ПХДФ в детритной трофической цепи

Было исследовано содержание суперэкоотоксикантов, полихлорированных дибензо-*п*-диоксинов и дибензофуранов в наземной детритной трофической цепи. В качестве основных компонентов трофической цепи была выбрана почва, дождевые черви (*Nicodrilius roseus*, *Lumbricidae*), а также птицы: серая ворона и серебристая чайка, в весенне-летний рацион которых входят дождевые черви. Поскольку один из источников поступления диоксинов в окружающую среду – сжигание мусора, это предопределило выбор места исследования. Объекты отобраны в окрестностях свалки в 27 км на юго-запад от г. Ростова-на-Дону. У серой вороны и серебристой чайки со свалки, рассматриваемых в качестве конечных звеньев трофической цепи, определяли содержание ПХДД и ПХДФ в мышцах и печени. На свалке численность серой вороны и серебристой чайки была высока, при этом доминировала серая ворона. Птицы кормились не только на свалке, но и перемещались на вспаханное поле, где отыскивали дождевых червей. Примерно 1/10 часть особей постоянно держалась в 20 м от свалки на поле, где и были собраны черви.

Устойчивость ПХДД и ПХДФ и их способность накапливаться в жировой ткани обуславливает их перенос по трофическим цепям. Во время атмосферного переноса ПХДД и ПХДФ накапливаются в первую очередь в почве и через почвенные организмы эти вещества поступают к наземным позвоночным. Известно, что дождевые черви содержат 10–35% липидов от сухого вещества, способных растворять и аккумулировать диоксины.



Рис. 12. Содержание ПХДД и ПХДФ в звеньях детритной трофической цепи из окрестностей свалки г. Ростова-на-Дону: почва, дождевые черви, серая ворона и серебристая чайка

Таблица 11. Содержание ПХДД и ПХДФ в почве, дождевых червях *Nicodrilus roseus*, мышцах и печени птиц со свалки из окрестностей г. Ростова-на-Дону (в пкг/г сыр. в.)

Токсикант	Почва	Дождевые черви	Серая ворона		Серебристая чайка,
			Мышцы	Печень	Мышцы
2,3,7,8-ТХДД	0	0	0,22	0,85	5,43
1,2,3,7,8-ПеХДД	0	0	0	0	0,2
1,2,3,4,7,8-ГкХДД	1,9	0	0,14	3,8	0,5
1,2,3,6,7,8-ГкХДД	0	0,16	0,14	1,2	0,5
1,2,3,7,8,9-ГкХДД	1,7	0	0,13	0,59	0,5
1,2,3,4,6,7,8-ГпХДД	6,9	0,42	0,23	6,5	0,5
2,3,7,8-ТХДФ	0	0	0	0	1,26
1,2,3,7,8-ПеХДФ	1,8	0,21	0	0	0,2
2,3,4,7,8-ПеХДФ	6,4	0,55	0,52	3,8	0,2
1,2,3,4,7,8-ГкХДФ	4,8	0,26	0	3,5	0,5
1,2,3,6,7,8-ГкХДФ	2,6	0,3	0	1,5	0,5
2,3,4,6,7,8-ГкХДФ	0	0,34	11	3,4	0,5
1,2,3,7,8,9-ГкХДФ	3,6	0,19	0	1,4	0,5
1,2,3,4,6,7,8-ГпХДФ	12	0,87	0,22	10	0,5
1,2,3,4,7,8,9-ГпХДФ	1,2	0,05	0,03	0,55	0,5
Другие ТХДД	40	24	2,7	1	9,04
Другие ПеХДД	31	6,6	0	0	10,70
Другие ГкХДД	15	3	0,35	7,2	0,5
Другие ГпХДД	13	0,95	0,33	6,5	0,5
Другие ТХДФ	74	16	2,7	3,4	3,70
Другие ПеХДФ	54	6,5	4,8	7,6	8,47
Другие ГкХДФ	27	2,7	11	13	1,04
Другие ГпХДФ	17	1,1	0,39	12	0,5

Суммарное содержание различных ПХДД и ПХДФ (табл. 11, рис. 12) в почве было более высоким, чем в тканях двух видов птиц и дождевых червях.

Дождевые черви больше накапливали различные виды ТХДД и ТХДФ (24 пкг/г и 16 пкг/г соответственно) по сравнению с мышцами (2,7 пкг/г и 2,7 пкг/г, соответственно) и печенью (1 пкг/г и 3,4 пкг/г соответственно) серой вороны, а также мышцами серебристой чайки (9,04 пкг/г и 3,70 пкг/г соответственно). Суммарное содержание различных видов ПХДД и ПХДФ в печени серой вороны было выше по сравнению с их содержанием в грудной мускулатуре, поскольку печень больше содержит липидов. В мышцах серой вороны было больше ГкХДФ (11 пкг/г) по сравнению с их содержанием в червях (2,7 пкг/г) и мышцах серебристой чайки (1,04 пкг/г). В мышцах серебристой чайки самым высоким среди всех образцов было содержание ПеХДД (10,70 пкг/г против 6,6 пкг/г у дождевых червей). При этом ПеХДД не были обнаружены ни в мышцах, ни в печени серой вороны.

Более интересным оказывается сравнение паттернов изомерного состава ПХДД и ПХДФ (см. табл. 11). Наиболее токсичный 2,3,7,8-ТХДД изомер не был обнаружен в почве и дождевых червях, тогда как в птицах он определялся. При этом больше всего его было в мышцах серебристой чайки (5,43 пкг/г против 0,22 пкг/г в мышцах и 0,85 пкг/г в печени серой вороны). Отсутствие 2,3,7,8-ТХДД изомера в почве и дождевых червях свидетельствует о том, что птицы аккумулировали его другим путем.

Кроме 2,3,7,8-ТХДД изомера, в почве и червях не были обнаружены также 1,2,3,7,8-ПеХДД и 2,3,7,8-ТХДФ. Концентрация 1,2,3,6,7,8-ГкХДД и 2,3,4,6,7,8-ГкХДФ изомеров в почве была ниже уровня определения, но дождевые черви аккумулировали из почвы токсиканты в измеряемых количествах (0,16 пкг/г и 0,34 пкг/г, соответственно).

По степени разнообразия токсикантов в тканях птиц можно составить следующий ряд:

*Мышцы серой вороны < Печень серой вороны
< Мышцы серебристой чайки.*

По степени загрязнения изомерами ряд выглядит следующим образом:

*Мышцы серой вороны < Мышцы серебристой чайки
< Печень серой вороны.*

По степени загрязнения наиболее токсичным 2,3,7,8-ТХДД изомером:

*Мышцы серой вороны < Печень серой вороны
< Мышцы серебристой чайки*

который совпадает с первым рядом разнообразия изомеров.

В печени серой вороны концентрация диоксинов была выше, чем в мышцах и дождевых червях.

Таким образом, серебристые чайки, кормящиеся на свалке, больше накапливают опасные токсичные вещества по сравнению с серыми воронами. Однако в целом содержание диоксинов в почве, червях, печени и грудных мышцах серой вороны были достаточно низкими, так как концентрация 2,3,7,8-ТХДД изомера была ниже 5 пкг/г. Хотя в мышцах серебристой чайки концентрация 2,3,7,8-ТХДД изомера была относительно высокой, превысив величину 5 пкг/г, тем не менее, в сравнении с обычным содержанием этого диоксина в Европе и США (10–15 пкг/г) этот уровень не считается опасным.

ПХДД и ПХДФ в яйцах птиц

В апреле 1997 г. в Восточном Приазовье, на Малом Кушеватом лимане (Каневской район Краснодарского края) были собраны яйца из брошенных кладок трех видов водоплавающих птиц: красноногого,

Таблица 12. Содержание ПХДД и ПХДФ в желтке и жире яиц птиц (в кг/г сыр. в.)

Токсикант	Льсуха		Красноносый нырок		Белоглазый нырок		Сорока	
	Желток	Жир	Желток	Жир	Желток	Жир	Желток	Жир
	2,3,7,8-ГХДЦ	0,8	15,45	0,7	2,28	7,5	17,4	3,71
1,2,3,7,8-ПeXДД	0,32	6,11	1,58	5,2	1	3	1,24	7,03
1,2,3,4,7,8-ГкХДЦ	0,5	10	0,5	2	1,7	3,8	0,90	5,1
1,2,3,6,7,8-ГкХДЦ	0,5	10	1,04	3,4	1,9	4,5	2,16	12,24
1,2,3,7,8,9-ГкХДЦ	0,5	10	0,5	2	2	5	1,27	7,20
1,2,3,4,6,7,8-ГнХДЦ	0,5	10	1,35	4,41	1,2	2,7	3,55	20,12
ОХДФ	8,93	172,9	8,51	27,79	43,3	101,1	21,38	121,2
2,3,7,8-ГХДФ	0,5	10	6,2	20,25	8,4	19,4	2,53	14,34
1,2,3,7,8-ПeXДФ	0,5	10	0,5	2	2	5	4,17	23,63
2,3,4,7,8-ПeXДФ	0,5	10	0,5	2	2	5	5,46	30,94
1,2,3,4,7,8-ГкХДЦ	0,5	10	0,5	2	2	5	1	5
1,2,3,6,7,8-ГкХДЦ	0,5	10	0,5	2	2	5	1	5
2,3,4,6,7,8-ГкХДФ	0,5	10	0,5	2	2	5	1	5
1,2,3,7,8,9-ГкХДЦ	0,5	10	0,5	2	2	5	2,53	14,34
1,2,3,4,6,7,8-ГнХДФ	0,5	10	1	3	2	5	2	10
1,2,3,4,7,8,9-ГнХДФ	1	20	1	3	2	5	2	10
ОХДФ	1	20	2	7	2	5	2	10
Другие ТХДЦ	0,2	5	6,65	21,72	1	3	4,52	25,61
Другие ПeXДЦ	2,17	41,98	0,78	2,55	2	5	1	5
Другие ГкХДЦ	2,5	41,58	0,5	2	3,9	9	1,79	10,14
Другие ГнХДЦ	1	20	1	3	2	5	3,00	17,00
Другие ТХДФ	0,2	5	7,56	24,69	25,8	59,7	1	5
Другие ПeXДФ	1,56	23,64	4,02	13,13	72,7	168,1	1,11	6,29
Другие ГкХДФ	0,5	10	0,5	2	10,34	2392	8,32	47,15
Другие ГнХДФ	1	20	1	3	2	5	6,54	37,05
ДЭ	0,96	18,69	2,34	7,32	8,76	20,30	8,11	46,82

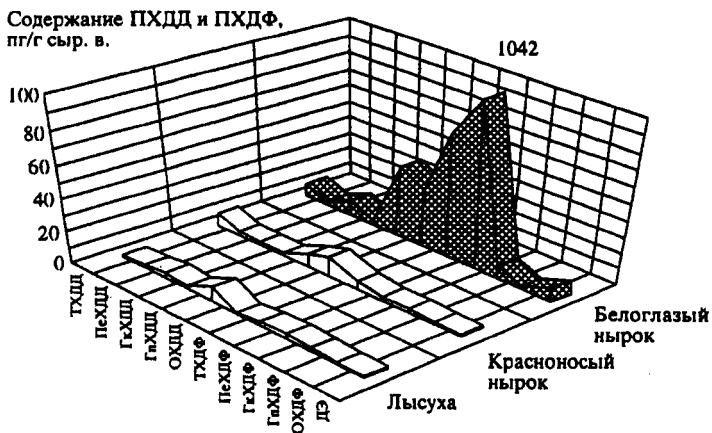


Рис. 13. Содержание ПХДД и ПХДФ в жире желтка яиц водоплавающих птиц в Восточном Приазовье (Краснодарский край)

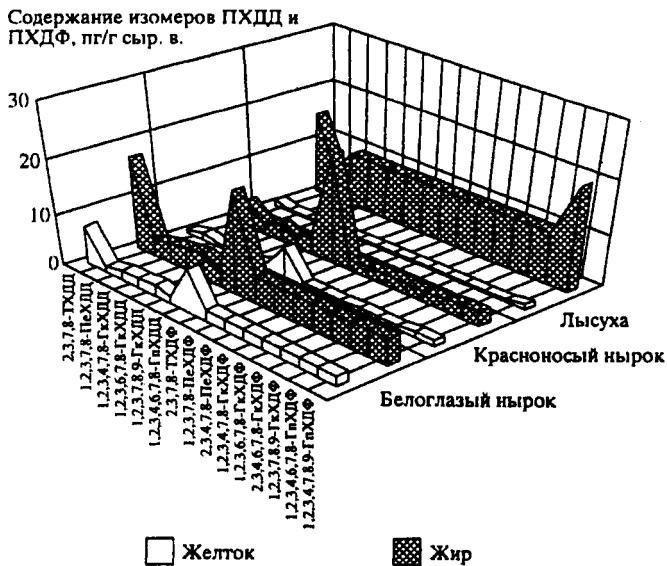


Рис. 14. Содержание изомеров ПХДД и ПХДФ в желтке и жире желтка яиц птиц

белоглазого нырков и лысухи. В этом году также собраны яйца сороки из брошенной кладки в окрестностях г. Ростова-на-Дону. Определено содержание ПХДД и ПХДФ в яйцах птиц (табл. 12).

В целом, среди водоплавающих птиц низкие уровни ПХДД и ПХДФ были отмечены в желтых яйцах лысухи и красноносого нырка, а вот в желтке яиц белоглазого нырка суммарное количество экотоксикантов в 25 раз превышало соответствующие уровни в яйцах лысухи и в 45 раз в яйцах красноносого нырка (рис. 13).

Все токсиканты в яйцах были выше уровня определения. Три вида водоплавающих характеризовались одинаковым разнообразием ксенобиотиков в яйцах. Однако спектры субстанций существенно различались. Особые отличия обнаружены у белоглазого нырка, который имел индивидуальный паттерн ксенобиотиков.

Липидная фракция желтка во всех яйцах содержала большее количество токсикантов, чем желток в целом (рис. 14).

Сорока – наземный обитатель из другого пункта, отличающийся от рассмотренных выше птиц оседлостью в течение всего жизненного цикла. Ее характеризует спектр экотоксикантов, накопленный на той же территории, откуда были изъяты яйца. Этого нельзя сказать о перелетных водоплавающих, которые накопили ксенобиотики во время зимовки и весеннего пролета.

Сравнение содержания изомеров в липидной фракции желтка показало, что сорока имеет свой специфический спектр ксенобиотиков, многие из которых в количественном отношении превышают таковые у водоплавающих птиц.

Наиболее опасный 2,3,7,8-ГХДД изомер обнаружен в яйцах всех исследованных птиц, при этом наиболее высокие его концентрации имели сорока и лысуха (21,02 мкг/г и 15,45 мкг/г в липидной фракции желтка, соответственно). Яйца всех видов были сильно загрязнены ОХДД.

Особый интерес из группы водоплавающих представляет белоглазый нырок. Во-первых – это уязвимый вид, во-вторых его яйца оказались сильно загрязнены ксенобиотиками, суммарное количество которых может характеризоваться как чрезвычайно высокое и опасное для размножающейся популяции.

Белоглазый нырок имеет статус уязвимого вида. Глобальную угрозу исчезновения белоглазый нырок испытывает уже в течение длительного времени. Однако в последние годы произошло резкое уменьшение численности этого вида, особенно в европейской части бывшего СССР, что связано, главным образом, с осушением степных болот и водоемов.

Гнездовой ареал белоглазого нырка включает в себя степи, пустыни и южные лесные зоны Евразии, простираясь от Средиземного моря до Центрального Китая. По литературным данным (Дементьев, Гладков, 1952) около половины гнездового ареала этого вида находится в Европе, преимущественно на юго-востоке. Вид зимует на побережьях Каспийского, Черного, Азовского и Средиземного морей (Дементьев, Гладков, 1952). По устному сообщению Б.А. Казакова исследованная нами популяция белоглазого нырка зимует в Средиземноморье, часто задерживаясь на всю зиму на Черноморском побережье, в местах выбросов сточных вод, где нырок, видимо, и аккумулирует в столь опасных количествах ксенобиотики. Последние десятилетия численность белоглазого нырка в Европе значительно сократилась. На территории бывшего СССР в конце 1960-х гг. вся популяция оценивалась в 75 тыс. пар: 65 тыс. пар – на Украине и в Молдавии и 10 тыс. пар – в бассейне р. Кубань (Кривенко и др., 1996). Однако к началу 1980-х гг. в европейской части бывшего СССР осталось только 12–14 тыс. пар

этого вида, а к началу 1990-х гг. его численность сократилась до 6 тыс. пар (Кривенко и др., 1996).

С 1971 г. до начала 1980-х гг. летняя численность белоглазого нырка в дельте Кубани, которая раньше являлась основным местом его гнездования, упала с 15 000 до 1500 особей. После 1980 г. наступил период некоторой стабилизации его численности в России и на Украине, а в некоторых местах и незначительный ее рост. Сокращение численности вида наблюдается и в других странах, а также на местах его зимовок (Кривенко и др., 1996). Как в Европе, так и в Азии имеет место тенденция быстрого сокращения численности белоглазого нырка (Кривенко и др., 1996). В результате, этот вид теперь внесен в список птиц, находящихся под глобальной угрозой исчезновения.

Восточное Приазовье имеет важное значение, в качестве резервата гнездящихся водоплавающих птиц (Кривенко, 1977). Мониторинг состояния водоплавающих на Малом Кущеватом лимане в Восточном Приазовье многие годы ведут сотрудники кафедры зоологии РГУ. По наблюдениям Б.А. Казакова и Л.В. Маркитан (Казаков, 1982; Казаков и др., 1984, 1988; Маркитан, 1998) на Малом Кущеватом лимане также отмечена тенденция уменьшения численности белоглазого нырка. По данным различных авторов (Гальцина, 1958; Булдакова, 1964; Щербатых, 1965; Венгеров, 1968; Олейников, 1968; Реков, 1969; Леванюк, 1972; Кожевникова, 1975; Казаков, 1982; Казаков и др., 1984, 1988; Маркитан, 1998) в Сладко-Лиманском охотничьем хозяйстве белоглазый нырок охотно занимает искусственные укрытия. В 1957 г. в них было отмечено 83 его кладки. В последующие годы, поскольку количество выставляемых искусственных гнездовых росло, численность гнездящихся пар белоглазого нырка также возрастала. В 1958–1969 гг. число кладок этого вида в искусственных укрытиях увеличилось до 126, а в 1963 г. резко снизилось до 49 кладок (Олейников, 1966). В 1963–1971 гг. количество кладок белоглазого нырка в искусственных укрытиях колебалось от 48 до 115. В 1979–1981 гг. численность его было особенно низкой: одно гнездо белоглазого нырка приходилось на 20 гнезд кряквы. В 1997 г. на Малом Кущеватом лимане в мае–июле встречено 27 особей этого вида. Всего на исследуемой территории, за 1995–1997 гг., было зарегистрировано 39 случаев гнездования белоглазого нырка (рис. 15). По сравнению с другими видами численность популяции белоглазого нырка имеет устойчивую тенденцию к сокращению на протяжении всех лет наблюдений.

На местах гнездования этот вид появляется парами и группами в первой декаде марта. К гнездованию белоглазый нырок приступает значительно позже кряквы и красноносого нырка. К этому времени большинство мест пригодных для гнездования уже занято. Начало откладки яиц приходится на конец апреля – начало мая, но в целом сроки начала откладывания яиц в местной популяции сильно растянуты. Белоглазый нырок образует смешанные кладки с кряквой, красноносым и красноголовым нырками.

В успешно инкубированных кладках эмбриональная смертность белоглазого нырка различна. Эмбриональный отход в одновидовых

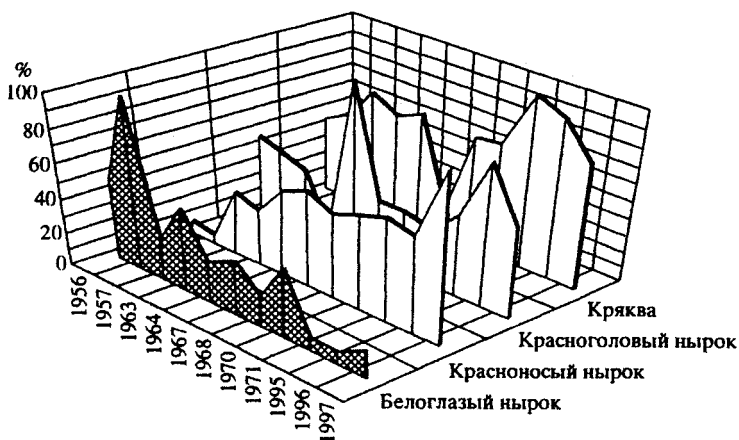


Рис. 15. Динамика численности популяций белоглазого, красноногого, красноголового нырков и кряквы на Малом Кучеватом лимане (Краснодарский край, Каневской район). По оси ординат – число загнездившихся пар на 100 искусственных гнездовий, отнесенное к максимальному числу пар на 100 гнездовий, зарегистрированное за годы наблюдений. График построен по литературным данным (см. текст)

кладках за все время наблюдений составил 4,1%, а в смешанных – 20%. При этом в силу особенностей репродуктивного поведения на Малом Кучеватом лимане нырок чаще образует смешанные кладки.

Как известно, на репродуктивный потенциал популяции водоплавающих птиц оказывает влияние экотоксиканты, накопленные в органах и тканях размножающихся птиц. Для водоплавающих, обитающих на Великих озерах, аналогичные уровни в яйцах, обнаруженные нами у нырков, приводят к высоким репродуктивным потерям в популяциях. По-видимому, нырки местной популяции набирают хлорорганические экотоксиканты в местах зимовки или на путях пролета к местам гнездования, которые затем в высоких дозах передаются в яйца. Как известно, высокие концентрации ПХДД и ПХДФ обуславливают высокую эмбриональную смертность, что оказывает негативное влияние на поддержание популяционной численности. Это может быть одной из причин сокращения численности белоглазого нырка. Другой немаловажной причиной сокращения численности популяции могут быть изменения в репродуктивном поведении нырков под действием высоких концентраций ксенобиотиков, что приводит к проигрышу в конкуренции с другими видами водоплавающих за места для гнездования. Можно отметить следующие признаки аномального поведения нырков: высокая асинхронность начала размножения; высокий процент смешанных кладок, т.е. неспособность занимать для гнездования лучшие места на водоеме.

Глава 3

ПОПУЛЯЦИОННАЯ РАДИОЭКОЛОГИЯ ПТИЦ

В настоящей главе приведены основные положения популяционной радиоэкологии птиц, т.к. имеется специальная обстоятельная публикация И.А. Рябцева и Н.В. Лебедевой (1999) по радиоэкологии птиц. Воздействие радиации на популяции птиц изучено недостаточно, если сравнивать известные публикации с результатами исследований на птицах с количеством публикаций и монографий, посвященных другим группам животных (Ильенко, 1974; Криволицкий, 1983; Соколов, Криволицкий, 1993).

Птицы являются хорошими объектами в радиоэкологии. Эта группа животных обладает интенсивным метаболизмом и потребляет большое количество пищи на единицу массы тела. На формирование своей биомассы птицы расходуют в среднем примерно в 10 раз больше корма, чем, например, амфибии, пропуская через свой организм соответственно во столько же раз больше радионуклидов. У них наблюдается относительно более высокая, чем у других животных, аккумуляция радионуклидов во внутренних органах. Птицы являются кальциефорами, что очень важно при контроле экосистем, загрязненных ^{90}Sr , а также, как и все позвоночные, обладающие развитой мускулатурой, птицы – аккумуляторы ^{137}Cs . Очень часто "грязные" биотопы, закрытые радиоактивные зоны, где нет поселений человека, оказываются притягательными для птиц, и тогда птицы включаются в процессы биогенной миграции радионуклидов. Все это создает условия для реализации программ мониторинга с использованием птиц в качестве биоиндикаторов радиоактивного загрязнения экосистем и объектов радиоэкологии (Lebedeva, 1993a; Лебедева, 1999; Лебедева, Рябцев, 1999).

У птиц, как и у других животных, существенная доля радиоактивных веществ поступает в организм через пищу. Большое значение для накопления радионуклидов имеет место в пищевых цепях, в которые включен данный вид, время нахождения птиц на радиоактивной территории, возраст, особенности обмена веществ и др. В связи с этим несомненный интерес представляет изучение конкретного вида или популяции на загрязненной территории.

После Чернобыльской аварии, которая приобрела глобальное значение как экологическая катастрофа, в мире резко возрос интерес к изучению хронического воздействия радиации на популяции животных. В результате этой аварии оказались загрязнены обширные водноболотные территории, которые являются местом обитания и размножения многих видов птиц. Вновь обозначилась обсуждаемая ранее (Ильенко, Рябцев, 1974; Ильенко и др., 1975; Рябцев, 1978) проблема переноса радионуклидов мигрирующими птицами на большие расстояния (Brisbin, 1991; Рябцев, Лебедева, 1999).

В России обстоятельные исследования по радиоэкологии птиц в 1963–1980 гг. были выполнены А.И. Ильенко и И.А. Рябцевым на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа (Ильенко, 1962, 1970, 1974, 1978; Ильенко, Крапивко, 1989; Ильенко, Рябцев, 1974; Ильенко и др., 1975; Ильенко, Федоров, 1970; Рябцев, 1978; Рябцев, 1980; Рябцев, Тарасов, 1993). В этих исследованиях прослежено накопление радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr у 16 видов наземных, околоводных и водных птиц на разных стадиях онтогенеза. На сильно загрязненных ^{90}Sr участках ранее не было обнаружено заметных изменений в развитии птенцов в гнездовой период (Ильенко, 1978). Наиболее обстоятельная из зарубежных работ посвящена анализу накопления радионуклидов 53 видами птиц в окрестностях атомного завода в Саванна-Ривер, США (Stranay, 1975).

Биологическое действие ионизирующей радиации было отмечено только в экспериментах с очень высокими дозами облучения. Так, в Пуэрто-Рико, в зоне действия реактора без биологической защиты, через неделю после облучения при дозе, достигающей 2000 Р, исчезли все виды лесных птиц (Schnell, 1964). Облучение популяций птиц в естественных условиях рентгеновскими и гамма-лучами при дозах 200–600 Р вызывало нарушение репродуктивных процессов: снижало плодовитость, увеличивало инкубационный период, уменьшало на 20% количество успешно вылупившихся птенцов (Norris, 1958; Wagner, Marpls, 1966). В экспериментах выяснено, что критическая доза ЛД_{50/30} для птенцов за 16-дневный гнездовой период составляла 250 Р (Willard, 1963).

К сожалению, тенденции в популяциях птиц в районе Чернобыля после аварии оказались слабо изученными (Габер, Галинская, 1993; Габер Титар, 1993; Францевич и др., 1991; Gaichenko et al., 1994). Было опубликовано несколько статей, посвященных птицам этого региона после Чернобыльской аварии (Gaichenko et al., 1994; Ryabtsev et al., 1994). В сводке белорусских зоологов (Сушня и др., 1995), посвященной исследованиям в Чернобыльской радиоактивной зоне, рассматриваются процессы накопления γ -излучателей у водоплавающей и боровой дичи. В 1992 г. нам впервые удалось зарегистрировать мощное отрицательное воздействие радиоактивного загрязнения на Восточно-Уральском радиоактивном следе на популяцию мухоловки-пеструшки (Lebedeva, 1993, 1994a, b, 1995a–c; Лебедева, 1994). В 1994–1999 гг. вышли в свет наши публикации в соавторстве с И.А. Рябцевым и М.В. Белоглазовым по накоплению радионуклидов и особенностям радиационного воздействия на популяцию большой синицы в зоне Чернобыльской аварии (Ryabtsev et al., 1994; Лебедева и др., 1996a, б; Лебедева и др., 1996; Lebedeva, Beloglazov, 1995a, b; Рябцев, Лебедева, 1999).

Среди списка публикаций, посвященных птицам, обитающих в районах с радиоактивным загрязнением, выделяется работа В.Н. Калякина и Д.А. Криволицкого (1993), в которой приведены первые данные о накоплении радионуклидов в тканях 15 видов птиц, собранных в 1992 г. в районе о-ва Новая Земля.

Интерес представляют исследования, посвященные накоплению естественных радионуклидов в птицах. К сожалению, очень мало публикаций посвящено этому объекту. Были определены концентрации радионуклидов в скелете, мышцах, тканях печени и почек, содержанием кишечника и пище у воротничкового рябчика ($n = 47$) вблизи содержащего отходы уранового производства оз. Эллиот в Онтарио (Канада). Измеренные уровни радия-226 в скелете куропаток были значительно выше (28,5 МБк/г) по сравнению с контрольными уровнями (8,0 МБк/г). Соотношение концентраций радия-226 в скелете и пище рябчиков, листьях осины, составляло 1,38–1,09 (Clulow et al., 1992).

Наиболее популярными объектами радиоэкологии птиц стали различные виды воробьиных (Willard, 1963; Ильенко, 1978; Zach, Mayoh, 1982; Лебедева, 1994б; Lebedeva, 1994b; Ryabtsev et al., 1994; Lebedeva, Beloglazov, 1995; Лебедева и др., 1996), водоплавающих, околоводных (Рябцев, 1978, 1980; Рябцев, Тарасов, 1993; Шишкин, 1978; Brisbin, 1991; Craig et al., 1979; Kennamer et al., 1993; Straney et al., 1975) и хищных птиц (Halford et al., 1982).

В результате Чернобыльской аварии оказались загрязнены обширные водно-болотные территории, которые являются местом обитания и размножения многих видов птиц. Птицы всегда рассматривались в качестве важных компонентов наземных и водных экосистем, занимающих в сообществах средние и конечные уровни трофических цепей. При выборе объектов биоиндикаторов загрязнения экосистем основным является трофодинамический подход, позволяющий исследовать особенности трансформации поллютантов в экосистемах. Известно, что концентрации многих токсических веществ увеличивается при продвижении по пищевым цепям. С этой точки зрения представляют интерес все насекомоядные и хищные птицы.

Накопление радионуклидов птицами

Результаты исследования популяции большой синицы в зоне Чернобыльской аварии позволили выявить некоторые закономерности в накоплении радионуклидов птицами (Ryabtsev et al., 1994; Лебедева и др., 1996а, б; Лебедева и др., 1996; Лебедева, Рябцев, 1999; Lebedeva, Beloglazov, 1995а, б; Рябцев, Лебедева, 1999).

Степень концентрирования радиоактивных веществ в организме животных зависит от многих факторов. Известны три пути поступления радионуклидов в организм: через органы дыхания, пищеварительный тракт и внешние покровы (Ильенко, 1978; Ильенко, Крапивко, 1989).

Основными формирующими дозу радионуклидами через 3 года после аварии в окрестностях Чернобыля являлись ^{137}Cs и ^{90}Sr (Францевич и др., 1991). В градиенте загрязнения радионуклидами увеличивалось содержание ^{90}Sr в скорлупе яиц, пище и теле птенцов, слетков и взрослых особей большой синицы (Рябцев и др., 1996; Рябцев, Лебедева, 1999) (рис. 16).

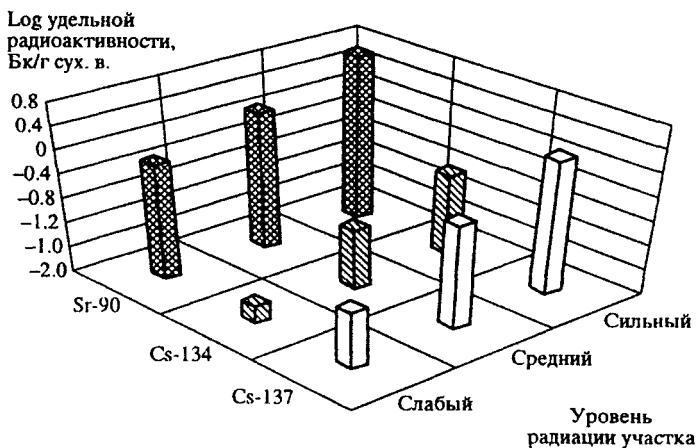


Рис. 16. Логарифм удельной радиоактивности в птенцах большой синицы (темные столбики) и мухоловки-пеструшки (светлые столбики) в градиенте радиоактивного загрязнения в Чернобыле (по: Рябцев, Лебедева, 1999)

Закономерности накопления радионуклидов, которые были обнаружены в районе Чернобыля, не случайны. Они находят подтверждение и в особенностях накопления радионуклидов у мухоловки-пеструшки и большой синицы на Восточно-Уральском радиоактивном следе (ВУРС). Большие синицы, обитающие на более загрязненном радионуклидами участке, накапливают существенно больше радионуклидов, чем живущие в слаборadioактивном биотопе (рис. 17).

При этом, однако, на слаборadioактивном участке больше накапливала цезия и стронция мухоловка-пеструшка. Однако выборки, которые анализировали для двух видов, были неоднородны, так как в выборку больших синиц входили также взрослые особи, не так привязанные к биотопу, как птенцы и слетки.

Большая синица и мухоловка-пеструшка имеют тесный контакт с загрязненной экосистемой в период размножения. Эти виды используют различные компоненты радиоактивного биотопа для строительства гнезд, гнездования и сбора корма. Их кормовые участки не превышают 10 000 м² (Иноземцев, 1978) в период гнездования, и птицы тесно связаны с радиоактивным биотопом. Радионуклиды поступают в организм большой синицы по пищевым цепям радиоактивной экосистемы и, включаясь в метаболизм вместо Са (⁹⁰Sr) и К (¹³⁷Cs), формируют внутреннее β- и γ-излучение. Известно, что пищевой спектр расширяется в ряду "птенцы – слетки – взрослые" (Иноземцев, 1978). Концентрация радионуклидов в пище больших синиц и мухоловок-пеструшек на этих стадиях онтогенеза также имеет тенденцию к увеличению (Ryabtsev et al., 1994, Лебедева и др. 1996). Это объясняется тем, что в пище слетков и взрослых появляются членистоногие – обитатели нижних ярусов радиоактивного биоценоза и накопление радионуклидов происходит быстрее, чем их выведение.



Рис. 17. Накопление радионуклидов в птицах на Восточно-Уральском радиоактивном следе: радиоактивный и контрольный участки

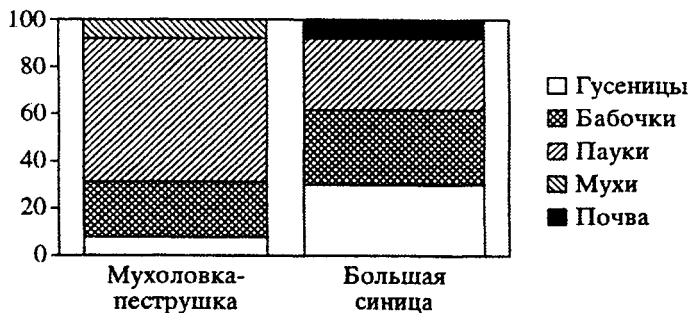


Рис. 18. Пищевой рацион птенцов большой синицы и мухоловки-пеструшки на Восточно-Уральском радиоактивном следе

Большая синица, выкармливая птенцов, предпочитает личинок чешуекрылых и собирает корм в среднем ярусе леса, тогда как мухоловка отдает предпочтение более хитинизированному корму, спускаясь в нижние ярусы. Большая синица и мухоловка-пеструшка занимают разные экологические ниши экосистем. Важным фактором их существования в загрязненной среде является контакт взрослых и птенцов с источниками ионизирующей радиации. Различия в биологии видов (стереотипах добывания пищи, гнездостроительного поведения, а также место в пищевых цепях) могут определить большую уязвимость одного из них. Большое содержание цезия в теле птенцов и слетков больших синиц можно объяснить преобладанием в корме мягкотелых гусениц, тогда как различия в накоплении этого радионуклида у двух видов формируются постепенно и становятся значимыми на стадии слетков, когда кормовые рационы видов приобретают более существенные различия по сравнению с птенцовой стадией.

Сравнение пищевых рационов птенцов большой синицы и мухоловки-пеструшки в районе ВУРС не выявило достоверных различий между ними ($\chi^2 = 5,276$; $df = 4$; $P = 0,26$). Однако в корме птенцов большой синицы преобладали личинки и имаго чешуекрылых (61,5%), тогда как у птенцов мухоловки-пеструшки – паукообразные (рис. 18).

Влияние радиоактивного загрязнения на популяции птиц

Эффекты воздействия различных техногенных поллютантов на популяции птиц особенно хорошо проявляются в гнездовой период, когда плодовитость и эффективность размножения особей снижается (Бельский и др., 1995; Книстаустас, 1983). Изучению механизмов концентрации радионуклидов в организме птиц посвящено много публикаций, тогда как гораздо меньше известно о закономерностях биологического воздействия на популяции (Lebedeva, 1994a–c; 1995a–c).

Занятость искусственных гнездовых и успех гнездования на ВУРС. На радиоактивном участке было занято 36,7% гнездовых, из которых в 16,7% построили гнезда большие синицы, а в остальных загнездились мухоловки-пеструшки. Все попытки гнездования у большой синицы были неудачными: четыре гнезда брошены на разных стадиях строительства, одно – на стадии откладки яиц. Из шести гнезд мухоловки-пеструшки лишь в одном был выкормлен птенец, три брошены в момент откладки яиц, два – на стадии строительства.

На контрольном участке гнездование было отмечено в 50% синичниках, из которых 26,7% гнезд принадлежали большой синице, а остальные – мухоловке-пеструшке. Удачными оказались лишь две попытки гнездования у большой синицы, завершившиеся выкармливанием птенцов. Остальные гнезда брошены на стадии строительства. Размножение мухоловки-пеструшки было эффективнее, чем у большой синицы: 12 пар успешно вывели птенцов, два гнезда брошены в момент постройки, одно – во время откладки яиц.

Различия в занятости гнездовых дуплогнездниками на контрольном и загрязненном участках были несущественны ($Z = 1,194$; $P = 0,1162$). Соотношение гнездящихся видов также достоверно не отличалось на сравниваемых участках ($\chi^2 = 0,434$; $df = 1$; $P = 0,51$). Различия в успехе гнездования большой синицы на радиоактивном и контрольном участках не обнаружены ($\chi^2 = 0,691$; $df = 1$; $P = 0,4069$) (рис. 19), а успех гнездования мухоловки-пеструшки был существенно выше в чистом лесу ($\chi^2 = 6,706$; $df = 1$; $P = 0,0096$) (см. рис. 19).

Состав гнезд и излучение гнездового материала на ВУРС. Гнезда мухоловки-пеструшки состояли из прошлогодних сухих листьев березы (в среднем 48,4% от сухой массы всего гнезда), небольшого количества прошлогодней травы (19,1%) и кусочков березовой коры (32,5%) (рис. 20). Измерения β -излучения от компонентов гнезда, найденного на загрязненном участке, показали, что листвопад, собираемый мухоловкой-пеструшкой на почве, излучал около 350 мкР/ч, сухая прошло-



Рис. 19. Гнездовой успех (в %) мухоловки-пеструшки и большой синицы на контрольном и радиоактивном участках на Восточно-Уральском радиоактивном следе. Успешное гнездование – вылупился хотя бы один птенец, неудачное гнездование – не вылупился ни один птенец

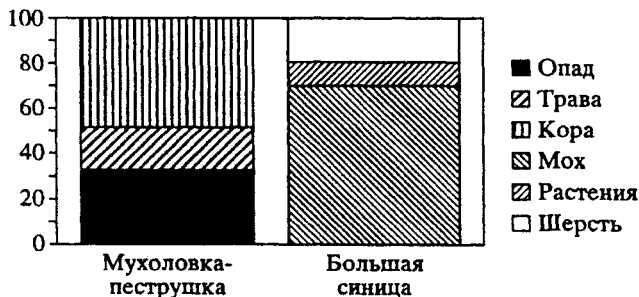


Рис. 20. Гнездовой материал мухоловки-пеструшки и большой синицы на Восточно-Уральском радиоактивном следе

годняя трава – около 250 мкР/ч, а кора березы – около 100 мкР/ч, все гнездо – более 600 мкР/ч.

Мох является основным строительным материалом большой синицы (в среднем составлял 70% от сухой массы гнезда). В составе гнезда присутствует шерсть лосося, косули, барсука (14,2%), мышевидных грызунов (2%), перья птиц (3,4%), растительный пух (6,9%) и небольшое количество травы и сухих листьев (3,4%) (см. рис. 20). Основным излучающим компонентом был мох (около 100 мкР/ч). Остальные материалы не излучали, за исключением сухих листьев и травы, доля которых в гнезде была мала. Одно из гнезд большой синицы, найденных в мае 1992 г. на загрязненном участке, не излучало. Видимо, синицы собирали мох для гнезда за пределами радиоактивной зоны.

Исследования, проведенные в Чернобыле, также показали, что излучение внутри дуплянки формируется за счет принесенного птицами строительного материала, хотя стенки дуплянки частично экранируют внешнее излучение (Ryabtsev et al., 1994; Лебедева и др., 1996).

Размножение мухоловки-пеструшки на ВУРС. На радиоактивном участке лишь в одном гнезде был обнаружен птенец мухоловки-пеструшки. В этом же гнезде были два яйца с эмбрионами, погибшими на ранних стадиях онтогенеза. Развитие птенца протекало в пределах нормы: в динамике роста клюва, цевки, крыла патологии не обнаружены. Слуховые отверстия в четырехдневном возрасте были открыты, на 5-й день жизни полностью открылись глаза. В этом же возрасте птенец адекватно реагировал пищевой реакцией на изменение освещенности в гнезде. Это соответствовало поведению птенцов мухоловки-пеструшки в нормальных условиях (Хаяутин, Дмитриева, 1981). На 7-е сутки у птенца отмечена первая ориентировочная реакция, тогда как пассивно-оборонительная реакция не наблюдалась ни разу. Развитие оперения протекало в обычном для этого вида темпе: на 5-е сутки началось разворачивание опахал перьев на брюшной птерилии, на 6-е – на крыле, на 11-е сутки опахала первостепенных маховых были раскрыты наполовину. В этом возрасте у птенца отмечено интенсивное выпадение кроющих и маховых перьев, что является аномальным.

Важным фактором, определяющим степень воздействия радиации на оба вида, являются особенности гнездостроительного поведения. При этом мухоловка-пеструшка оказывается более уязвимым видом на ВУРС. На радиоактивном участке все попытки размножения этого вида следует признать неудачными, учитывая, что весь молодняк погиб в гнездах. Следует ожидать изменения возрастной структуры локальной популяции за счет полного вымирания молодых. Однако популяция этого вида, очевидно, пополняется в результате дисперсии молодняка с соседних территорий.

Изменчивость размеров яиц. Важный аспект исследования влияния радиации на популяцию птиц – поиск критериев, по которым можно судить о направлении и степени воздействия этого фактора. Многими исследователями было выбрано птичье яйцо, некоторые характеристики которого относительно стабильны. Энергия, идущая на формирование яиц, составляет значительную долю всей энергии, затрачиваемой самкой в репродуктивный период (Дольник Т., Дольник В., 1992). Поэтому любые факторы, вызывающие сдвиги энергетического баланса птицы, могут оказывать влияние на формирование яиц и тем самым на их морфологические признаки. На изменчивость длины яйца, которая варьирует больше, чем его диаметр, влияют внешние условия: обилие и доступность пищи и т.д. (Мянд, 1988; Лебедева, 1993). Диаметр яйца определяется диаметром яйцевода и, в конечном счете, размерами самки (Gromadzki, 1966).

Распределение яиц большой синицы по величине на радиоактивном и контрольном участках в Чернобыле достоверно отличалось, но суще-

ственных различий между распределением по форме яиц не обнаружено (Ryabtsev et al., 1994; Лебедева и др., 1996). Коэффициенты вариации длины яиц, диаметра и индекса формы на контрольном участке составили 2,15%, а на радиоактивном – 5,08%. Коэффициенты вариации диаметра и индекса формы яиц были, соответственно, 2,12% и 4,29% на радиоактивном участке, 2,04% и 2,88% – на контрольном участке. Межкладковая вариация была существенной в общей изменчивости длины, диаметра и индекса формы, тогда как влияние участка гнездования определяло изменчивость длины и диаметра яиц.

Изменчивость морфологических признаков в популяции животных отражает приспособительную взаимосвязь организмов с условиями существования. Исследования, проведенные в Чернобыле и радиоактивных районах Белоруссии другими авторами (Габер, Галинская, 1993; Габер, Титар, 1993; Кусенков, 1993), установили достоверные отличия размеров яиц, их объема, плотности окраски у разных видов *Passeriformes*, в том числе и у большой синицы, гнездящихся на территориях с разным уровнем радиоактивного загрязнения.

По нашим данным (Ryabtsev et al., 1994; Лебедева и др., 1996) межкладковая вариация, зависящая от состава самок в популяции, была существенной для размеров и формы яиц большой синицы, тогда как загрязнение участков влияло на размеры, но не на форму яйца. Однако констатировать, что данные изменения – результат воздействия радиационного фактора, было бы преждевременно.

Повышенная смертность молодняка на загрязненной территории, как и биологические особенности вида, предполагает пополнение локальных популяций в основном за счет мигрантов с соседних территорий. Таким образом, вариации морфологических признаков яиц могут быть, прежде всего, индикатором изменения структуры популяции. Варьирование таких стабильных характеристик, как диаметр и форма яйца, может быть объяснено существенным обновлением местной популяции большой синицы из года в год.

Видимо, более важными критериями воздействия радиации на популяцию является изучение таких характеристик, как продолжительность жизни, плодовитость, успех размножения и т.п.

Большая синица и мухоловка-пеструшка занимают разные экологические ниши экосистем. Важным фактором их существования в загрязненной среде является контакт взрослых и птенцов с источниками ионизирующей радиации.

Мухоловка-пеструшка строит гнездо из сильно радиоактивных материалов, тогда как большая синица приносит для гнезда чистые или слабо излучающие компоненты. Следовательно, птенцы мухоловки-пеструшки получали значительную дозу внешнего облучения от гнезда. При этом эмбрион может дополнительно облучаться от ^{90}Sr (аналог Са), содержащего в скорлупе, а птенец – от радионуклидов, инкорпорированных в его теле. Следовательно, суммарная доза, поглощенная птенцом будет выше дозы, полученной от гнезда. Выпадение перьев у птенца мухоловки-пеструшки на загрязненном участке – результат воздействия радиации.

Важным компонентом радиационного фактора является внешнее излучение. Исследования в Чернобыле и на Урале показали (Криво-луцкий, 1983; Покаржевский, Усачев, 1993), что концентрация ^{90}Sr в лесном опаде и почвенной подстилке в десятки и сотни раз превышает концентрации этого радионуклида в теле животных. Внешнее излучение играет большую роль в воздействии на животных, обитающих на загрязненных радионуклидами территориях. Излучение от почвы и лесной подстилки частично экранируется стенками дуплянки. Однако гнездовой материал, собранный в окрестностях гнезда, повышает роль β -излучателей внутри гнездовья у большой синицы и мухоловки, которые отличаются гнездовыми стереотипами и приносят разный по радиоактивности строительный материал в дуплянку, обуславливая различие в дозах, поглощенных птенцами разных видов.

На радиоактивных участках в окрестностях Чернобыля видимые эффекты не были зарегистрированы на птенцах. Замедление темпов роста и развития у птенцов восточной сialis, облученных в возрасте двух дней, было существенным только для доз от 300 до 500 Р, которые снижали также их выживаемость (Willard, 1963). В другом исследовании (Zach, Mayo, 1982) постоянному облучению (в среднем 0,03 мР/мин) подвергали гнезда древесной американской ласточки и домового крапивника. Однако достоверный эффект облучения на величину кладки, успех вылупления, количество слетков на гнездо, продолжительность инкубационного периода в этом эксперименте не был установлен. Согласно нашим исследованиям на Урале при более мощном излучении гнезда потомство мухоловки-пеструшки полностью погибало на эмбриональной и птенцовой стадиях. Как показала дозиметрия в дуплянках на радиоактивном участке в окрестностях Чернобыля, поглощенные дозы были недостаточны для появления аналогичных эффектов на больших синицах в этой зоне (Ryabtsev et al., 1994; Лебедева и др., 1996). Однако на примере чернобыльской популяции краквы установлено (Микитюк, Ермаков, 1990), что у особей, подвергшихся в период эмбриогенеза воздействию малых доз ионизирующего излучения, наблюдается повышение уровня базального метаболизма и респираторного коэффициента с увеличением индивидуальной изменчивости этих параметров. Это свидетельствует о нарушении баланса углеводно-липидного обмена и дисбалансе эндокринной системы.

Таким образом, важную роль в воздействии радиации на популяции птиц оказывают два фактора: степень загрязнения биотопа и дозы радиации, полученные птицами на разных стадиях жизненного цикла. Последние могут существенно отличаться в зависимости от степени контакта вида с радиоактивным биоценозом и различиями в биологии видов: стереотипов добывания пищи, гнездостроительного поведения, а также места в пищевых цепях. Эти особенности могут определить большую уязвимость конкретного вида.

Радиопатология птиц в первые два года после аварии на Чернобыльской АЭС была описана Д.А. Криволуцким, В.З. Мартюшовым и И.А. Рябцевым (1999) на территориях, непосредственно примыкавших к атомной станции, и на водоеме-охладителе ЧАЭС. Поглощенная доза

здесь для животных на 01.08.1986 г. оценена в 0,3 кР от внешнего и 4,0 кР от инкорпорированных радионуклидов. Было зарегистрировано 50 видов птиц, в том числе такие редкие охраняемые виды, как орлан-белохвост, большая и малая белые цапли, серый журавль и белый аист. Были отмечены вполне жизнеспособные выводки полевых и домовых воробьев, скворцов, сорок, серых ворон, грачей, деревенских ласточек, камышниц, крякв и лысух. Правда, часть встреченных птиц в это время совершали послегнездовые кочевки и, возможно, имели только кратковременный контакт с загрязненной территорией. В первые два месяца после аварии наблюдали откладку яиц и выведение птенцов некоторыми домашними гусями, утками, курами, а также сизыми голубями. Но в то же время были отмечены случаи истощения, патологические изменения печени, отсутствие фолликул в яичниках, атрофия самих яичников у кур, оставленных в загрязненных, покинутых жителями деревнях Чистоголовка, Лелев, Копачи и в домах г. Чернобыль. На следующий год после аварии, летом 1987 г. были обнаружены патологические изменения печени, селезенки, наличие кровоизлияний во внутренних органах у 26 видов птиц, получивших поглощенную дозу в пределах 200–600 Р. Последующие наблюдения в 1988–1989 гг. и позже не показали изменения в видовом составе птиц под влиянием радиации и не выявили у них патологических изменений органов.

Проблема переноса радионуклидов мигрирующими птицами

Одна из проблем радиоэкологии птиц связана с их способностью перемещаться на большие расстояния во время миграций. Благодаря этому радионуклиды, накапливаемые в теле птиц, переносятся за тысячи километров от радиоактивных территорий. Территориальные связи уральских птиц обширны и охватывают почти весь юг Евразии и Африку. Для водных птиц Урала местами зимовок служат районы Каспийского, Черного и Средиземного морей (Рябцев, 1980; Рябцев, Тарасов, 1993). Птицы накапливают все типы экотоксикантов, в том числе и радионуклиды. Из птиц, включающихся в процесс биогенной миграции загрязнителей среды, особое значение имеют мигранты и дикие виды, попадающие в пищу человека – куриные, пастушки, кулики, утки и гуси. Особенно важно контролировать содержание радионуклидов в теле водоплавающих и куриных птиц, которые являются охотничье-промысловыми видами. Если оседлые птицы отражают локальную ситуацию с уровнем загрязнения в экосистеме, то мигранты способны к перемещению загрязнителей на огромные расстояния. Во время исследований в районе Восточно-Уральского радиоактивного следа мы наблюдали на озерах, загрязненных ^{137}Cs (от $2,5 \cdot 10^{-5}$ до $3,9 \cdot 10^{-3}$ мкКюри/л) и ^{90}Sr (от $2,3 \cdot 10^{-3}$ до $1,6 \cdot 10^{-1}$ мкКюри/л), скопления водоплавающих птиц, которые во время линьки и перед осенней миграцией интенсивно кормились на этих водоемах. По нашим наблюдениям, в августе–сентябре на этих водоемах, которые привлекают

птиц заповедным режимом, собиралось до 8000 серых гусей. Существует большая вероятность переноса перелетными птицами радионуклидов с территорий радиационных заповедников. Эта тема стала особенно актуальной после того, как огромные по площади водно-болотные угодья Полесья, являющиеся местами концентрации водоплавающих птиц на гнездовании и пролете, оказались загрязнены радионуклидами после Чернобыльской аварии (Brisbin, 1991; Рябцев, Лебедева, 1999). Кряквы, серебристые чайки накапливают в районе Восточно-Уральского радиоактивного следа значительные количества радионуклидов. По данным В.Н. Калякина и Д.А. Кривоуцкого (1993), полученным на о-ве Новая Земля, гага-гребенушка накапливала в печени до 1000 Бк/кг сухой массы, годовалая особь белой совы – 580 Бк/кг, гуменники – до 890 Бк/кг, а морянки – до 700 Бк/кг ¹³⁷Cs. По данным Л.М. Суцzeni и др. (1995) в теле водоплавающих, являющихся объектами спортивной охоты и добытых в окрестностях Чернобыля, содержание γ -излучателей, составило в 1986 г. в среднем 13 172 Бк/кг у чирков свистунка и трескунка, 9657 Бк/кг у кряквы и 4329 Бк/кг у лысухи, а через 8 лет аварии содержание γ -излучателей в мускулатуре кряквы было 1,7 кБк/кг.

Контроль за накоплением радионуклидов в популяциях оседлых птиц, обитателей радиоактивных экосистем, имеет важное значение для изучения отдаленных эффектов хронического радиоактивного воздействия на популяции, тогда как контроль за накоплением радионуклидов в мигрантах имеет важное значение для оценки безопасности территорий, не подвергшихся прямому радиоактивному загрязнению. Эти территории благодаря биогенному круговороту включаются в процессы перераспределения радионуклидов.

Биоразнообразие сообществ птиц в условиях радиоактивного загрязнения

Важными объектами экотоксикологии и популяционной радиоэкологии являются хищные птицы. С одной стороны, популяции многих видов хищных птиц обладают низкой численностью по сравнению с другими видами, некоторые находятся под угрозой исчезновения. С другой стороны, хищные птицы являются конечными звеньями трофических цепей и с этой точки зрения являются наиболее уязвимыми компонентами радиоактивных экосистем. На Восточно-Уральском радиоактивном следе обыкновенная пустельга и обыкновенный канюк вылавливали из популяции обыкновенной полевки наиболее загрязненных радионуклидами зверьков (Лебедева и др., 1996; Рябцев, Лебедева, 1999).

Некоторые из радиоактивных территорий, долгое время существовавшие как строго охраняемые зоны, являются привлекательными для хищных птиц. Только на территории Восточно-Уральского радиационного государственного заповедника, где местами уровень радиоактивного загрязнения превышает допустимый уровень в 1000 раз, встре-

чаются уникальные во всей Зауральской лесостепи гнездовья птиц, внесенных в Красные книги России и СССР (Криволицкий, 1996а, б). Такие редкие виды, как филин, скопа, большой подорлик и орлан-белохвост, чаще встречаются на территории радиационного заповедника на Южном Урале, чем на соседних неохраняемых территориях. По наблюдениям Д.А. Криволицкого (1996а, б) в июне 1991 г. на Семипалатинском полигоне многочисленными были степные виды жаворонков, отмечена высокая плотность серой куропатки, обычными были балобан, болотный, степной и полевой луни, кобчик, обыкновенный канюк, степной орел, беркут, савка, многие из которых практически отсутствовали вне охраняемой зоны ядерного полигона. Последние три вида занесены в Красную книгу СССР.

В районе ВУРС обычны серые журавли, и несколько десятков пар этого вида постоянно гнездятся на сильно загрязненных водоемах, где их никто не беспокоит. Этот вид, хотя и обычен, но крайне малочислен. Таким образом, роль заповедных территорий с радиоактивным загрязнением высока в поддержании разнообразия орнитофауны. Однако радиозоологические исследования, выполняемые обычно на видах птиц с высокой численностью, практически не затрагивают редкие виды, и тенденции в их популяциях остаются неизвестными.

Глобальный уровень накопления радионуклидов в птицах

Локальные загрязнения, позволяющие выявить закономерности концентрирования экотоксикантов, захватывают значимым негативным воздействием лишь определенную территорию, тогда как на обширных пространствах мы можем отмечать лишь следы некоторых радиоактивных элементов.

С 1945 по 1986 г. в мире было произведено около 1,5 тысяч ядерных взрывов, причем более 90% из них приходилось на долю США и СССР (Вавилов, 1984; Израэль, 1998). Это повлекло за собой повышение радиоактивного фона на поверхности Земли, особенно в Северном полушарии. Наибольший размах испытаний и выход ядерных продуктов в атмосферу имел место в 1954–1958 и 1961–1962 гг. Именно в эти периоды экспериментальные взрывы привели к глобальному загрязнению окружающей среды такими биогенными радионуклидами, как ^{137}Cs и ^{90}Sr . В августе 1963 г. был подписан договор о частичном запрещении испытаний (Договор о запрещении ядерного оружия в атмосфере, в космическом пространстве и под водой), с тех пор испытания в атмосфере проводились намного реже, а с октября 1980 г. практически прекратились. Это способствовало существенному улучшению радиационной обстановки на Земле, но значительная часть указанных выше долгоживущих радионуклидов до сих пор находится на ее поверхности или в водоемах.

Согласно оценкам научного комитета ООН по действию атомной радиации, а также по подсчетам ученых разных стран, общее количе-

Таблица 13. Содержание искусственных и естественных радионуклидов в птицах по данным автора (в Бк/кг сух. в.)

Вид	Место сбора	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{238,239,240}\text{Pu}$	^{40}K	^{232}Th	^{226}Ra
Полярная крачка	о. Земля Франца-Иосифа	19,0	8,34	1,2			
Большая конюга	о. Б. Диамид	23,0	56,5				
Обыкновенный канюк	Ростовская обл.	16	117	0,21			
Обыкновенный перепел		147	344	2,6			
Грач			1,587	0,1			
Черный коршун	Дагестан	2,8	20,6	0,5			
Степной орел		19,4					
Степной орел		3,0	250				
Могильник			250				
Кудрявый пеликан*	Монголия	21	27	0,006	280	49	61
Огарь		24	38	0,098	300	56	54
Мохноногий курганник		5,1	7,31	0,6			
Черный коршун*		0					
Черный коршун		0,1					
Черный коршун		1,4	18,6	1,5			
Степной орел		21	10	0,057	380	46	68
Большой подорлик*		0					
Балобан		16	27		270	31	39
Азиатский кеклик*		0-0,1					
Серебристая чайка		4,6	25,4	0,6			
Серебристая чайка		18,6	53	0,4			
Ворон		1,2	34,1	0,6			
Курица	Эфиопия	0,41	60,8	-			
Африканский марабу		1,9	6,6	2,0			
Бенгальский гриф		2,82	368,9	0,7			

Примечание: Виды отмеченные звездочкой, собраны в 1960-1980-х гг.

ство ^{90}Sr , образовавшегося за счет ядерных испытаний и поступившего в атмосферу вплоть до 1976 г., составило $603 \cdot 10^{15}$ Бк (Environmental behavior..., 1980; Feely, 1978). Количество ^{137}Cs , накопившегося в воде, воздухе и на поверхности нашей планеты за этот же период, приблизительно равно $925 \cdot 10^{15}$ Бк (Моисеев, Размаев, 1975). К 1980 г. в стратосфере оставалось менее 2% указанного количества радионуклидов, остальная часть отложилась на поверхности Земли (Leifer, Toopkell, 1978).

Данные о содержании некоторых искусственных и естественных радионуклидов в теле или костях птиц в 80-е и 90-е годы представлены в табл. 13.

Мы проанализировали накопление радионуклидов в птицах Мон-

голии в 1996 г. с целью выявить следы ядерных испытаний, проводимых на китайском полигоне Лобнор в пустыне Гоби. Анализ динамики содержания радионуклидов в птицах Монголии не выявил негативных тенденций в накоплении радионуклидов птицами на этой территории.

Согласно исследованиям, проведенным в 1982 г. (Соколов и др., 1989), радиоактивный стронций в костях некоторых видов птиц Монголии не был обнаружен, либо его значения были на один-два порядка меньше обнаруженных нами в 1996 г. Мы провели анализ наших данных по содержанию радионуклидов в степях Евразии.

Сравнение содержания радионуклидов в современных птицах степной зоны России и Монголии показало, что на территории Ростовской области суммарная величина различных радиоизотопов плутония в костях птиц на 2–3 порядка больше, чем в Монголии.

Это может быть связано с накоплением радионуклидов в результате глобальных выпадений после Чернобыльской аварии в европейских степях.

В качестве биоиндикаторов радиоактивного загрязнения необходимо использовать виды, которые населяют как загрязненные, так и чистые биотопы. Однако все сложнее найти чистые местообитания, которые могли бы отвечать всем требованиям, предъявляемым к контрольным биотопам. В качестве условных контрольных территорий могут служить прежде всего заповедники.

Эфиопия привлекла наше внимание как возможный глобальный "чистый" контроль при изучении накопления и миграции искусственных радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{238,239,240}\text{Pu}$ в пищевых цепях естественных природных экосистем (Лебедева и др., 1999).

Дело в том, что ни в самой Эфиопии, ни в соседних государствах нет предприятий атомной промышленности и энергетики, поблизости не производились испытания ядерного оружия и бытовало предположение о том, что Восточная Африка не была загрязнена радионуклидами после Чернобыльской аварии в апреле 1986 г. Однако в костях животных, собранных в Эфиопии через 9 месяцев после Чернобыльской аварии, удалось обнаружить следы глобальных выпадений радионуклидов. Активность естественного радиоактивного изотопа калия (^{40}K), кроме одной пробы, всюду выше, чем искусственного долгоживущего ^{137}Cs . Второй заслуживающий внимания факт – повсеместное присутствие в хорошо регистрируемых количествах ^{134}Cs . Этот радионуклид с периодом полураспада 2,06 лет мог быть только в выпадениях после Чернобыльской аварии, после которой его поступило в открытую среду 0,15 МКи, т.е. только в 2 раза меньше, чем ^{137}Cs (Ядерная энциклопедия..., 1996) – основного долгоживущего загрязнителя после Чернобыльской катастрофы. Это неопровержимое доказательство того, что и Эфиопия была "накрыта" радиоактивным облаком Чернобыльской аварии, так как измерения сделаны через 9 месяцев после катастрофы. Уровни активности в пробах, как и регистрация ^{134}Cs , свидетельствуют о том, что Эфиопия не может рассматриваться в качестве чистого контроля при изучении миграций радионуклидов в пищевых цепях естественных экосистем (это была основная идея, под

Таблица 14. Содержание радионуклидов в птицах и млекопитающих аридных территорий ($\bar{x} \pm SE$, среднее \pm стандартная ошибка) в 1990-х гг., в Бк/кг сух. в.

Территория	Радионуклиды					
	^{137}Cs		^{90}Sr		$^{238,239,240}\text{Pu}$	
	N	$\bar{x} \pm SE$	N	$\bar{x} \pm SE$	N	$\bar{x} \pm SE$
Ростовская область	2	81,55 \pm 65,55	3	154,5 \pm 100,6	3	1,35 \pm 1,77
Дагестан	3	8,40 \pm 5,50	3	173,5 \pm 76,5	—	—
Монголия	13	8,31 \pm 2,57	9	147,6 \pm 48,9	13	0,57 \pm 0,47
Эфиопия	11	3,51 \pm 0,84	11	67,95 \pm 34,47	14	0,94 \pm 0,51
Австралия*	—	—	8	43,88 \pm 7,79	8	< 2 \pm 0

*По неопубликованным данным Д.А. Кривоуцкогo и В.Е. Соколова

которую выполнялись радиоэкологические исследования в Эфиопии), и уровень ее радиоактивного загрязнения существенно не отличается от Туркмении (Соколов и др., 1989) и Монголии.

Проведено сравнение данных о содержании радионуклидов в птицах и млекопитающих Эфиопии с данными, полученными нами для других аридных территорий (Лебедева и др., 1997), и данными Д.А. Кривоуцкогo и В.Е. Соколова по аридным экосистемам Австралии (табл. 14). Дисперсионный анализ показал, что содержание ^{137}Cs достоверно варьирует в птицах и млекопитающих в зависимости от территории ($df = 3 + 25$; $F = 9,006$; $P = 0,003$), в то время как для ^{90}Sr влияние фактора "территория" было недостоверно ($df = 4 + 29$; $F = 1,479$; $P = 0,2341$).

При этом в животных на юго-западе России цезия-137 содержалось примерно в 23 раза больше, чем в австралийских, и в 10 раз больше, чем в эфиопских. Таким образом, Восточная Африка является территорией, где регистрируются повышенные глобальные выпадения радионуклидов по сравнению с Австралией. Обращает на себя внимание загрязнение всех обследованных естественных экосистем радиоизотопами не только цезия и стронция, но и плутония.

Таким образом, представление о территориях, пострадавших в результате выпадения чернобыльских осадков, может быть расширено. Загрязнение в результате выпадения радиоактивных осадков после Чернобыльской аварии имеет большие планетарные масштабы, чем считалось до сих пор.

Как было установлено на ВУРС (Ильенко и др., 1975; Рябцев, 1980), птицы, гнездящиеся на водоемах, загрязненных ^{90}Sr , естественным путем получают радиоактивную метку. Таким образом, локальные популяции обладают биохимической специфичностью, объясняемой не только конкретным природным геохимическим фоном местообитания, но и радиоактивным загрязнением. Микроколичества некоторых радионуклидов могут служить биогеохимическими маркерами географических популяций.

Глава 4

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В ОРГАНИЗМЕ ПТИЦ

Накопление тяжелых металлов в организме птиц

Обширные исследования накопления тяжелых металлов в организме птиц проведены в Северной Европе (Szefer, Falandysz, 1986; Nyholm, 1994, и др.), Силезии – одном из самых загрязненных районов Европы (Dmowski, Karolewski, 1979; Sawicka-Kapusta, Kozlowski, 1984; Sawicka-Kapusta et al., 1986; Betleja et al., 1993, и др.), Америке и Канаде (Connors et al., 1975; Crue et al., 1986; Kendall, Scanlon, 1982; King, 1986; Burger et al., 1994, 1995, и др.), Восточной и Юго-Восточной Азии (Lee et al., 1983; Ochai et al., 1992), Австралии и Новой Зеландии (Bacher, Norman, 1984; Lock et al., 1992). Очень мало публикаций на эту тему в отечественной литературе, так как в России имеются существенные пробелы в исследованиях по накоплению тяжелых металлов в популяциях разных видов птиц (Добровольская, 1980, 1982, 1983, 1986; Ваничева, Ксенц, 1990; Ваничева и др., 1991; Savinova, 1991, 1993; Савинова, 1992; Брагин и др., 1993; Глазов, Леонтьева, 1993; Savinova et al., 1993; Savinova, Gabrielsen, 1993; Воробейчик и др., 1994; Бельский и др., 1992, 1995 а, б; Савинова, Габриельсен, 1994; Лебедева, Савицкий, 1995 а, б; Лебедева, 1995 в, 1996 б, 1997; Блэкберн, 1996; Lebedeva, 1997; Ваничева, 1997), тогда как задача всестороннего биологического мониторинга состояния окружающей среды признана чрезвычайно важной.

В условиях загрязнения среды обитания металлами птицы способны накапливать в различных органах и тканях высокие концентрации экотоксикантов. Особенно это проявляется в условиях локальных загрязнений, которые формируются в окрестностях крупных промышленных предприятий цветной, металлургической, углеперерабатывающей промышленности (Влияние..., 1987). Локальные загрязнения в окрестностях промышленных предприятий оказывают существенное влияние на накопление тяжелых металлов птицами. Так, в зоне выбросов предприятия по производству кокса на севере Испании (Lacuna et al., 1995) горные овсянки имели высокие уровни Сг в перьях и Al в костях и пониженное содержание Mn в мышцах. Большие синицы с загрязненной зоны имели существенно более высокие уровни Сг в перьях, чем синицы на контрольном участке. На примере воротничкового рябчика в районе никелево-медеплавильного завода (Садбери, Канада) (Rose, Parker, 1982) были исследованы временные и географические закономерности варьирования содержания тяжелых металлов в перьях. Уровни меди, никеля и железа в перьях после завершения линьки составляли 6, 1 и 35 мкг/г соответственно и не имели существенных различий для птиц, обитающих на территориях с разной степенью загрязнения. Эти концентрации отражают эндогенное инкорпорирование металлов во время

Таблица 15. Содержание некоторых металлов в яйцах птиц по данным разных авторов (в мг/г сырой массы или в мг/г сухой массы; в последнем случае отмечены звездочкой)

Вид	Концентрация металлов				
	Pb	Cd	Zn	Hg	Al
Серебристая чайка				0,09	
				1,28*	
				0,2–0,5*	
				0,17	
				0,09	
			0,05–0,53		
Речная крачка				0,3–0,7*	
Phalacrocorax aristotelis				0,15	
Обыкновенная моевка				0,34	
Тонкокловая кайра				0,32	
Гагарка				0,05–0,18	
				0,78	
				0,17	
Атлантический тупик				0,05–0,2	
				0,57	
				0,17	
Обыкновенная чайка				1,5–2,9	2,0–4,3
Северная олуша				0,45–0,94	
				0,34–0,69	
Большая синица	63,24–76,57*	5,24	29,1–26,8		

роста оперения и близки к нормальным. Оперение перед началом линьки имеет уровни тяжелых металлов, в 7–20 раз превышающие обычные на загрязненном биотопе. Это связано с экзогенным воздействием экотоксикантов на оперение птиц. Степень загрязнения перьев птиц уменьшается по мере удаления от источника загрязнения. Аналогичные явления установлены и в районе медеплавильного комбината на Урале (Воробейчик и др., 1994; Бельский и др., 1992, 1995).

В яйцах птиц часто определяются высокие концентрации тяжелых металлов, содержание которых отражает уровень накопления в организме самок и среде обитания. По данным разных авторов концентрации тяжелых металлов в яйцах птиц широко варьируют (табл. 15). Концентрации металлов в яйцах отражают собой уровни, накопленные самками в период формирования яиц.

Исследование накопления тяжелых металлов в содержимом яйца позволяет, установив уровень концентраций, прогнозировать их воздействие на репродуктивный потенциал популяции, что является необходимым в популяционной экотоксикологии птиц. Однако более щадящим методом, который может быть использован также и в биоиндикации, является изучение накопления металлов в скорлупе яиц.

Образцы скорлупы можно брать из брошенных гнезд или неоплодотворенных яиц. Для поиска временных трендов загрязнения можно

Концентрация металлов			Место	Источник
Cu	Mn	Fe		
			С. Норвегия	Barrett et al., 1985
			Ю-З Британии	"
			С. Германии	"
			Британия	"
			Норвегия	"
			"	Fimreite et al., 1974
			С. Германия	Barrett et al., 1985
			Норвегия	"
			Британия	"
			"	"
			Норвегия	Fimreite et al., 1974
			Британия	Barrett et al., 1985
			Норвегия	"
			"	Fimreite et al., 1974
			Британия	Barrett et al., 1985
			Норвегия	"
0,58–0,74	0,56–1,06	28,3–21,7	Ю. Чехия	Gutova, 1993
			С. Норвегия	Fimreite et al., 1980
			Норвегия	"
4,62–9,05*			Россия, Урал	Бельский и др., 1995б

использовать старые коллекционные сборы. Сравнение содержания тяжелых металлов в птицах и их яйцах в национальном заказнике на северо-западе Миннесоты (США) у франклиновых чаек позволило установить, что яйца имели достоверно более высокие концентрации селена, хрома, но существенно более низкие концентрации всех других металлов по сравнению с перьями их родителей (Burger, Gochfeld, 1996 b). Наши исследования в г. Ростове-на-Дону позволили установить особенности накопления тяжелых металлов в скорлупе некоторых видов птиц (табл. 16). Мы сравнивали концентрирование металлов в скорлупе и яйцах у сороки и вороны, гнездящихся в разных районах города (рис. 21, 22).

В скорлупе сороки и серой вороны в большей степени накапливался свинец по сравнению с содержимым яйца (см. рис. 21, 22). В содержимом яйца, напротив, отмечены более высокие концентрации алюминия, цинка, марганца, никеля и кадмия. Это же было характерно и для яиц золотистой шурки, малой выпи и кряквы. При этом следует отметить, что в большинстве образцов, взятых у птиц в Ростовской области, мы нигде, кроме содержимого яиц, кадмий не находили. Скорлупа яиц может быть использована в контроле загрязнения различных территорий. Содержание в ней тяжелых металлов варьирует у птиц, обитающих в разных регионах (табл. 17).

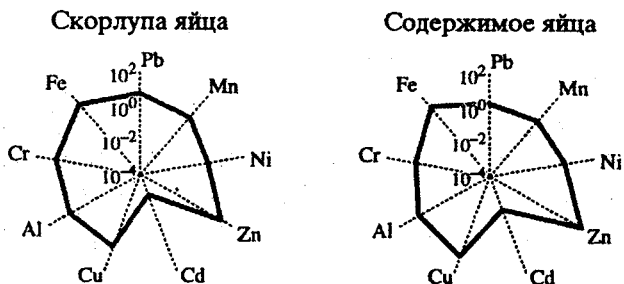


Рис. 21. Звездчатые диаграммы содержания тяжелых металлов в скорлупе и содержимом яиц серой воронки в г. Ростове-на-Дону, мкг/г (логарифмический масштаб)

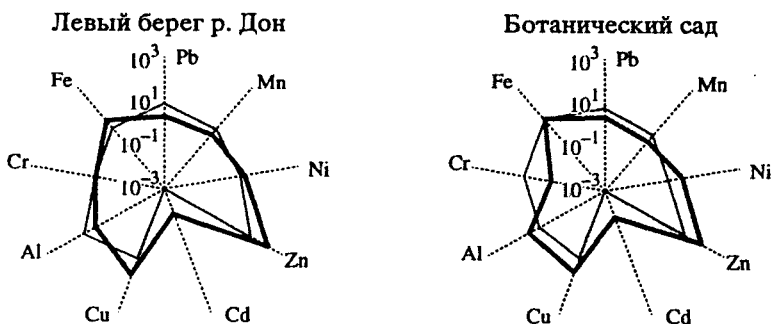


Рис. 22. Звездчатые диаграммы содержания тяжелых металлов в скорлупе (тонкая линия) и содержимом яиц (толстая линия) сороки в г. Ростове-на-Дону (Ботанический сад) и ближайших окрестностях (Левый берег Дона), мкг/г (логарифмический масштаб)

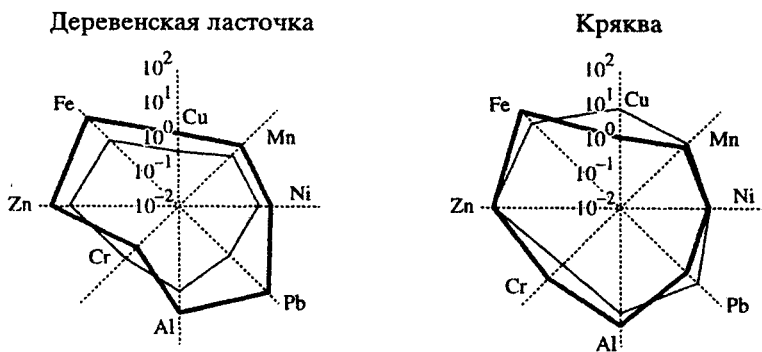


Рис. 23. Звездчатая диаграмма содержания тяжелых металлов в скорлупе деревенской ласточки из Ростовской области (тонкая линия) и Адыгеи (толстая линия) и кряквы из Ростовской области (тонкая линия) и Восточного Приазовья (толстая линия), мкг/г сух. в. (логарифмические координаты)

Таблица 16. Тяжелые металлы в скорлупе и содержимом яиц некоторых видов птиц из г. Ростова-на-Дону (в мкг/г сух.в.)

Вид	Содержание металлов									
	Pb	Mn	Ni	Zn	Cd	Cu	Al	Cr	Fe	
	Скорлупа									
Кряква	9,9	2,4	2,2	18		8,9	12	0,4	4,1	
Лебедь-шипун	2,9	3,1	1,2	21,7		10,3	15,6	0,6	3,3	
Сизый голубь	8,9	2,3	3,7	17,4	<0,0001	7,4	1,1	0,5	4,3	
Серая ворона	4,6	2,5	3,0	20,9	<0,0001	2,3	16,1	3,7	14,8	
n = 3	(2,1)	(1,1)	(1,6)	(2,7)		(1,1)	(2,4)	(4,0)	(17,2)	
Сорока	7,2	2,8	3,0	19,2		7,1	10,0	2,3	10,3	
n = 6	(2,7)	(0,4)	(1,4)	(3,4)		(4,4)	(3,6)	(3,2)	(10,6)	
	Содержимое яйца									
Серая ворона	2,5	1,5	2,3	129,7	0,0177	12,4	4,8	1,2	14,9	
n = 3	(0,3)	(0,3)	(0,8)	(8,6)	(0,003)	(0,4)	(1,3)	(0,4)	(0,1)	
Сорока	2,18	2,12	3,2	116,68	0,018	13,72	10,98	2,44	17,66	
n = 5	(0,8)	(0,7)	(0,7)	(57,8)	(0,004)	(2,8)	(4,9)	(3,9)	(6,1)	

Таблица 17. Содержание тяжелых металлов в скоруле некоторых видов птиц на юго-западе России (в мкг/г сух.в.)

Вид	Cu	Mn	Ni	Pb	Al	Cr	Zn	Fe
Адыгея								
Деревенская ласточка	1,34	3,14	3,5	25,7	10,2	0,5	33,6	40,3
Певчий дрозд	0,94	1,32	2,8	29,9	12	0,4	31,2	33,7
Черный дрозд	5	2,25	1,2	0,12	17,1	1	25,1	31,4
Восточное Приазовье								
Лебедь-шипун (n = 2)	9,95 (0,35)	7,45 (4,35)	1,05 (0,15)	3,5 (0,6)	9,5 (6,1)	0,8 (0,2)	23,6 (1,9)	24 (20,7)
Кряква (n = 6)	0,94 (1,18)	2,83 (1,27)	1,97 (0,39)	2,8 (2,99)	17,1 (3,28)	5 (2,49)	21 (1,35)	42,2 (18,7)
Малый погоныш	0,41	2,8	1,8	7,2	3,9	13,6	21,7	48,3
Ростовская область								
Серый гусь (n = 2)	0,65 (0,05)	1,3 (0)	0,85 (0,45)	1,15 (0,45)	0,8 (0,5)	0,8 (0,1)	8,2 (5,1)	5,55 (0,75)
Кряква (n = 2)	5,45 (3,45)	3,45 (1,05)	2,5 (0,3)	6,75 (3,15)	7,9 (4,1)	1,35 (0,95)	19,7 (1,65)	20,2 (16,1)
Красноглавая чернеть (n = 3)	1,37 (1,37)	1,37 (0,17)	1,27 (1,58)	2,23 (2,39)	1,37 (0,47)	1,63 (1,82)	9,63 (9,89)	17,9 (13,7)
Малая выпь (n = 2)	0,8 (0,4)	1,2 (0)	1,15 (0,05)	1,95 (1,35)	2,5 (0,8)	0,95 (0,15)	14 (2,15)	5,25 (0,95)
Сизоворонка	0,7	1,2	0,1	1,3	0,6	0,6	3,3	6,1
Золотистая шурка (n = 5)	3,44 (2,55)	2,36 (1,13)	1,82 (0,89)	1,14 (0,64)	2,24 (1,16)	0,94 (0,56)	12,4 (5,8)	10,8 (7,6)
Деревенская ласточка	0,4	1,3	1,8	0,8	2,6	1,2	11,6	4,8

На рис. 23 показано распределение тяжелых металлов в скорлупе кряквы из Восточного Приазовья и окр. г. Ростова-на-Дону и деревенской ласточки из Адыгеи (окрестности пос. Никель, в 60 км от Майкопа) и Ростовской области (хутор Недвиговка). При этом для двух видов в Ростовской области в скорлупе отмечено повышенное содержание хрома, что отражает естественные повышенные уровни содержания элемента в ландшафте. В целом, в скорлупе птиц из Адыгеи отмечалось пониженное содержание меди, хотя это не было характерно для деревенской ласточки. Горные территории, как биогеохимические провинции, характеризуются пониженным содержанием этого металла. Кряквы из окрестностей г. Ростова-на-Дону содержали повышенные уровни свинца в скорлупе, что свидетельствует о более высокой нагрузке этого элемента в данном местообитании. Достоверно значимое варьирование было установлено для алюминия (статистика критерия Краскела-Уоллиса $K-U = 28,08$, $P = 0,0002$), меди ($K-U = 16,12$, $P = 0,024$) и свинца ($K-U = 18,19$, $P = 0,0112$).

Сравнительный анализ скорлупы врановых, гнездящихся в городских и пригородных биотопах, показал, что наблюдаются достоверные различия в накоплении в скорлупе двух металлов: никеля ($K-U = 4,48$, $P = 0,0343$) и меди ($K-U = 5,37$, $P = 0,0205$). Видовая специфичность не оказывала влияния на распределение большинства металлов в скорлупе, за исключением алюминия ($K-U = 29,3$, $P = 0,006$).

Существуют возрастные особенности в накоплении тяжелых металлов птицами, которые не всегда очевидны. Взрослые особи имеют значительно более высокие уровни металлов в грудных перьях, за исключением селена. Это было показано для франклиновой чайки в Монтане, Миннесоте, Северной и Южной Дакоте (США) (Burger, 1996b), тогда как после подъема на крыло молодые крачки Берга имеют сходные концентрации тяжелых металлов во всех органах и тканях тела с взрослыми птицами, что свидетельствует о единстве кормовых стадий птиц разного возраста (Howarth et al., 1982).

Нами проведено сравнение накопления тяжелых металлов в эмбрионах и птенцах сороки и серой вороны в г. Ростове-на-Дону и его окрестностях. Рассмотренные виды принадлежат к одному семейству, их трофическая ниша в г. Ростове-на-Дону сильно перекрывается, они

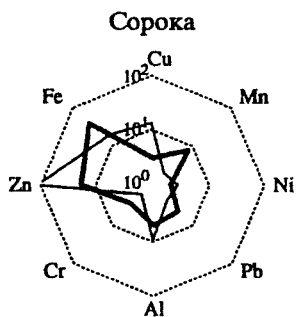


Рис. 24. Звездчатая диаграмма содержания тяжелых металлов в эмбрионах (тонкая линия) и птенцах (толстая линия) сороки из окрестностей г. Ростова-на-Дону, мкг/г сух. в. (логарифмические координаты)

**Таблица 18. Содержание некоторых металлов в перьях птиц
по данным разных авторов
(в мг/г сух. в. или в мг/г сыр. в.)**

Вид птицы	Концентрация металлов				
	Pb	Cd	Zn	Se	Hg
Фазан обыкновенный	3,4–9,4	0,056–0,626	99–166		
Обыкновенная моевка					5,5
Люрик					106,0
Серебристая чайка					3,8–12,1
Красношейная поганка					6,85
Малый гоголь					1,75
Малая морская чернеть					1,55
Американская савка					0,80
Американская лысуха					0,44
Горлица sp.	8,0–12,6	1,02–1,57			
Морянка	5,20	0,01			
Темная крачка	0,03	0,02			
Серая цапля	2,30–70,0	0,14–1,75			
Ястреб-тетеревятник	1,9–137,0	0,05–4,20			
Воротничковый рябчик	4,8	0,04			
Сорока	1,27	0,18			
Сойка					
<i>Dryocopus martius</i>					
Кукша					
Рябчик					
Белый гусь					
Красношапочный вьюрок			65,03	1,564	0,233
Большая синица	28,5	0,87	173,0		
Серая ворона	1,1		0,30		

являются оседлыми. Сорока, как и серая ворона, проигрывает по численности грачу в антропогенном ландшафте, хотя ее гнездование на территории города стало обычным (Савицкий и др., 1998). Этим объясняется отсутствие достоверного влияния видовой специфичности на накопление тяжелых металлов в птенцах и эмбрионах, за исключением железа ($F = 6,33$; $df = 10 + 7/17$; $P = 0,0258$). Стадия развития оказывала значимое влияние на распределение тяжелых металлов. Обнаружены существенные различия в содержании меди ($F = 34,5$; $df = 10+7/17$; $P = 0,0001$), железа ($F = 26,4$; $df = 10+7/17$; $P = 0,0002$), марганца ($F = 11,79$; $df = 10+7/17$; $P = 0,0044$) и цинка ($F = 19,01$;

Концентрация металлов						Место	Источник
Cu	Fe	Co	Cr	As	Ni		
						Польша	Swiergosz, 1991
						Норвегия	Tompson et al., 1992
						"	"
						Германия, Северное море	По Furness, 1993
						США, Ю. Ка- ролина	Clay et al., 1980
						"	"
						"	"
						Там же	Clay et al., 1980
						Словакия	Janiga et al., 1990
	236–657					Польша	Szefer, Falandysz, 1983
						США	Stoneburner, Harri- son, 1981
						Дания	Rolev, 1983
						Германия	Dietrich et Ellenberg, 1986
						США	Scanlon et al., 1980
						Германия	Koolker, 1986
						Россия, Кост- ромская обл.	Добровольская, 1980
						"	"
						"	"
						"	"
						Россия, Кали- нинская обл.	"
						Полярная Канада	Kelsall, Pannekoek, 1976
						З. Тянь-Шань	Блакберн, 1996
						Польша	Sawicka-Kapusta, Kozlowski, 1984
						Россия, Моск- ва	Данные автора
3,38– 3,64 7,89 3,57 3,64 13,63							
10,4– 16,4							
	1824, 363,3	1,216	2,279				
6,0		0,88	5,0	0,001	2,8		

df = 10+7/17; P = 0,0008), жизненно важных микроэлементов. При этом у птенцов по мере роста увеличивалось содержание железа, марганца, а также шло накопление остеотропного свинца, тогда как содержание цинка и меди падало в 4–5 раз (рис. 24).

Накопление тяжелых металлов в органах и тканях птиц имеет свои закономерности. Были проанализированы (Kim et al., 1996 a, b) печень, мышцы, почки и перья 9 видов морских птиц на валовое и органическое содержание ртути (метил-ртути).

Для многих тяжелых металлов у различных видов птиц выяснены

Таблица 19. Содержание некоторых металлов в печени птиц по данным разных авторов (в мг/г сух. м. или в мг/г сыр. м., в последнем случае отмечены звездочкой)

Вид птицы	Концентрация металлов				
	Pb	Cd	Zn	Se	Hg
Бигуанский баклан					7,8
Черный водорез		16			16
Атлантический хохотун		16			
		0,22			
	0,07	0,04			
Северная качурка				77	
Сапсан	0,74				
Лебедь-шипун	5,5-44,3*				
Фазан обыкновенный	4,6-8,4	3,0-8,4	118-146		
Чирок-свистунок				3,6-11,2	
Широконоска				2,8-15,0	
Шилохвость				5,1-15,6	
Сизый голубь					4,09-6,26
Орлан-белохвост	61,0*				
Чибис			30,1		
Красношейная поганка					6,11
Малый гоголь					1,23
Малая морская чернеть					0,77
Американская савка					0,74
Морянка	0,14	0,76			
Темная крачка	0,03	2,03			
Королевская крачка	0,18	0,01			
Большая синица	5,8	2,08	162,9		
Домовый воробей	0,06-4,25	0,07	91,23-91,59		
Полевой воробей	0,223,38	0,13-0,19	83,82-88,79		
Обыкновенная гага	0,242	0,297	122,0	5,138	0,076
	0,48	25,76	367,9	12,27	1,88

Концентрация металлов						Место	Источник
Cu	Fe	Co	Cr	As	Ni		
						США, Техас	King, Cramarti, 1986
						"	"
						"	"
						США	Hulse et al., 1980
						"	Reid et Hacker, 1982
						Канада, Зал. Св. Лаврентия	Elliott et al., 1992
						США, Балти-мор	DeMent et al., 1986
						Япония	Ochiai et al., 1992
632-1124						Польша	Swiergosz, 1991
						США, Калифорния	Koranda et al., 1979
						"	"
						"	"
8260-33283						Россия, Сибирь	Ваничева, Ксенц, 1990
						США	По: Пушкарь и др., 1989
						Россия	Брагин и др., 1993
						США, р. Саванна	Clay et al., 1980
						"	"
						"	"
						"	"
						Польша	Szefer et Falandysz, 1983
						США	Rolev, 1983
						"	Maedgen et al., 1982
1948						Польша	Sawicka-Kapusta et Kozlowski, 1994
1142-1397						"	Romanowsky et al., 1991
995-1449						"	"
113,8		0,366	0,16	4,358	0,366	о. Земля Иосифа	Савинова, Габриельсен, 1994
172,9		0,342	0,063	0,368	0,342	о. Шпицберген	"

Таблица 19 (окончание)

Вид птицы	Концентрация металлов				
	Pb	Cd	Zn	Se	Hg
Моевка	1,212	9,9	89,3	6,33	0,488
	34,996	48,01	126,3	15,1	1,95
	0,088	16,19	88,63	14,33	0,578
	0,098	27,83	99,6	22,24	0,802
Люрик	0,11	6,64	81,35	4,885	0,235
Серебристая чайка	0,093	1,479	137,0	4,34	0,787
Тонкокловая кайра	0,152	14,90	91,5	5,49	1,606
	0,072	6,512	98,98	4,628	0,328
Тонкокловая кайра	0,092	5,804	91,22	7,526	0,876
Глупыш	2,59	73,37	216,4	15,95	4,882
	0,096	36,57	141,8	10,2	1,948
Атлантический тупик	0,376	9,772	100,6	11,89	1,118
	0,1	2,6	84,62	9,182	1,218
Серая ворона	21,4		0,5		
Пестрый дрозд			80,0	2,30	0,066
Московка			80,0	1,90	0,009
Красношалочный выюрок			227,2	4,643	0,111

Таблица 20. Содержание некоторых металлов в почках птиц по данным разных авторов (в мг/г сух. м. или в мг/г сыр. м., в последнем случае отмечены звездочкой)

Вид птицы	Концентрация металлов				
	Pb	Cd	Zn	Mn	Cu
Северная качурка		183			
Сапсан	1,4				
Фазан обыкновенный	8,8–42,3	25,1–8,6	131–141		
Сизый голубь	6,46–24,2	1,92–8,96	101,7–190,7		11,9–21,6
	1,84*				
Королевская крачка	0,37	0,01			
Атлантический хохотун	0,13	0,04			
Атлантический хохотун	2,10	1,51			
Серая ворона	200,0		1,9	2,7	8,7

Концентрация металлов						Место	Источник
Cu	Fe	Co	Cr	As	Ni		
24,00		0,35	0,046	18,13	0,396	о. Земля Франца-Иосифа	"
25,15		0,388	0,048	3,116	0,412	о. Шпицберген	"
18,21		0,423	0,15	0,823	0,438	о. Медвежий	"
25,27		0,468	0,058	1,827	0,468	С. Норвегия	"
21,39		0,44	0,055	1,055	0,44	о. Земля Франца-Иосифа	"
16,03		0,4	0,052	1,95	0,4	С. Норвегия	"
16,09		0,374	0,05	4,614	0,586	о. Шпицберген	"
17,97		0,362	0,042	3,184	98,98	о. Медвежий	"
16,87		0,444	0,054	1,86	0,444	С. Норвегия	"
22,5		0,398	0,046	3,834	0,37	о. Шпицберген	"
18,38		0,45	0,056	2,858	0,45	о. Медвежий	"
19,49		0,368	0,078	1,364	0,368	о. Шпицберген	"
17,61		0,48	0,06	0,786	0,48	С. Норвегия	"
8,0		<0,001	1,7	<0,001	<0,1	Россия, Москва	Данные автора
	3000	0,083	1,10		0,001	З. Тянь-Шань	Блакберн, 1996
	1400	0,11	1,20		9,90	"	"
	1627	0,200	0,914			"	"

Концентрация металлов					Место	Источник
Fe	Co	Cr	As	Ni		
573-756					Зал. Св. Лаврентия США, Балтимор Польша	Elliot et al., 1992 DeMent et al., 1986 Swiergosz, 1991
					Россия, Сибирь	Ваничева, Ксенц, 1990
					Великобритания США	Maedgen et al., 1982
					"	Reid et Hacker, 1982
					США	Hulse et al., 1980
	0,001	3,7	0,001	0,1	Россия, Москва	Данные автора

Таблица 21. Содержание некоторых металлов в мышцах птиц по данным разных авторов (в мг/г сухой массы)

Вид птицы	Концентрация металлов					
	Pb	Cd	Zn	Se	Hg	Cu
Фазан обыкновенный	0,5–2,1	0,01–0,134	60–104			
Гага обыкновенная	2,24	0,083	72,8	1,316	0,038	18,1
Моевка	1,46	0,569	40,65	3,665	0,397	20,2
	5,134	0,419	59,1	1,376	0,072	19,2
Люрик	16,7	1,932	49,06	5,492	0,426	23,66
	0,083	1,475	63,28	3,868	0,193	21,23
	0,082	1,056	43,58	5,92	0,204	19,45
Люрик	1,187	0,81	36,85	2,126	0,101	25,3
Серебристая чайка	0,08	0,647	102,2	2,187	0,357	19,32
Тонкоклювая кайра	0,408	1,234	40,7	3,36	0,6	23,08
	0,08	0,612	47,24	1,74	0,146	17,71
Глушьш	0,108	1,9	43,52	3,63	0,288	20,35
	55,26	44,31	121,3	11,50	1,564	21,59
Атлантический тупик	0,073	5,098	56	2,63	0,233	19,84
	0,264	0,774	43,3	9,87	0,4	20,16
Бургомистр	0,074	0,292	40,62	5,32	0,312	19,16
Бургомистр	0,066	0,631	15,8	1,742	0,525	2,313
Белая трясогузка	2,436	0,446	50,62	1,406	0,292	20,23
Серая куропатка	0,63		27,3			
			6,3			0,77
			54,0			
Австралийская пеганка					0,09	
Австралийская широконоса					0,10	
Австралийская савка					0,12	
Крапчатая утка					0,17	
Серый чирок					0,11	
Австралийский нырок					0,11	
Гривистая утка					0,13	
Лопастная утка					0,1	
Серая кряква					0,11	
Розовоухая утка					0,15	
Красношейная поганка					2,38	
Малый гоголь					1,17	
Малая морская чернеть					0,46	

Концентрация металлов					Место	Источник
Fe	Co	Cr	As	Ni		
52-82					Польша	Swiergosz, 1991
	0,348	0,89	2,778	0,43	о. Земля Франца-Иосифа	Савинова, Габриельсен, 1994
	0,362	0,062	0,15	0,44	о. Шпицберген	"
	0,342	0,052	6,944	0,342	о. Земля Франца-Иосифа	"
	0,374	0,066	1,014	0,374	о. Шпицберген	"
	0,345	0,06	0,645	0,345	о. Медвежий	"
	0,35	0,098	0,926	0,372	С. Норвегия	"
	0,379	0,065	0,423	0,429	о. Земля Франца-Иосифа	"
	0,39	0,067	1,992	0,39	С. Норвегия	"
	0,35	0,046	0,792	0,396	о. Шпицберген	"
	0,35	0,062	1,094	0,426	о. Медвежий	"
	0,356	0,048	0,28	0,356	С. Норвегия	"
	0,354	0,046	0,473	0,48	о. Шпицберген	"
	0,353	0,073	1,1	0,353	о. Медвежий	"
	0,368	0,076	0,212	0,492	о. Шпицберген	"
	0,35	0,042	0,196	0,35	о. Норвегия	"
	0,013	0,005	0,569	0,101	о. Шпицберген	"
	0,328	0,04	3,924	0,328	о. Медвежий	"
						Брагин и др., 1993
						"
						"
					Ю.-В. Австралии	Bacher et Norman, 1984
					"	"
					"	"
					"	"
					"	"
					"	"
					"	"
					"	"
					"	"
					США, Ю. Каролина	Clay et al., 1980
					"	"
					"	"

Таблица 21 (окончание)

Вид птицы	Концентрация металлов					
	Pb	Cd	Zn	Se	Hg	Cu
Американская савка					0,33	
Американская лысуха					0,09	
Пестрый дрозд			38,0	6,20	0,55	
Варакушка			38,0	0,83	0,190	
Московка			30,0	0,00	0,000	
Красношапочный вьюрок			30,72	0,662	0,062	

Таблица 22. Содержание некоторых металлов в сердце птиц по данным разных авторов (в мг/г сухой массы)

Вид птицы	Концентрация металлов					
	Pb	Cd	Zn	Se	Hg	Cu
Фазан обыкновенный						
Обыкновенная гага	0,145	0,062	100,5	2,77	0,04	30,30
	0,32	1,27	77,00	7,29	0,45	19,06
Серая ворона	0,7		0,3			9,7
<i>Oreosincla dauma</i>			61,0	2,10	0,094	
Варакушка			55,0			
Московка			43,0	1,60		
Красношапочный вьюрок			134,6	4,262	0,15	

закономерности их накопления в различных органах и тканях (табл. 18, 22). При этом особую роль в этом процессе играют печень и почки – органы, в которых происходит детоксикация и выведение токсикантов, а также перья, выполняющие особую функцию "экскреции" из организма некоторых металлов в период линьки.

Например, порядок концентрации метил-ртути в тканях морских птиц (черноногий альбатрос, полярная крачка) был следующим: печень > почки > мышцы. Среднее содержание метил-ртути составило 35%, 36% и 66% в печени, почках и мышцах, соответственно. Ртуть в перьях составляла менее 10% всей ртути тела. Это означает, что экскреция ртути путем линьки является незначительной. Некоторые морские птицы способны диметилировать метил-ртуть в тканях (глав-

Концентрация металлов					Место	Источник
Fe	Co	Cr	As	Ni		
					"	"
					"	"
260,0	0,12	0,00		0,00	З. Тянь-Шань	Блакберн, 1996
320,0	0,10	0,00		6,50	"	"
250,0	0,056	0,00		0,00	"	"
258,2	0,053	0,091			"	"

Концентрация металлов					Место	Источник
Fe	Co	Cr	As	Ni		
					Польша	Swiergosz, 1991
	0,375	0,045	4,14	0,375	о. Земля Франца-Иосифа	Савинова, Габриельсен, 1994
	0,48	0,060		0,48	о. Шпицберген	Савинова, Габриельсен, 1994
	0,56	2,4		1,7	Россия, Москва	Данные автора
490,0	0,17				З. Тянь-Шань	Блакберн, 1996
790,0	0,27				"	"
860,0	0,150				"	"
1296	0,931	4,228			"	"

ным образом в печени) и откладывать ртуть в иммобилизационной, неорганической форме в печени.

Виды, обладающие высокой степенью диметилирования и низкой степенью линьки, имеют низкую нагрузку ртути в перьях.

Мы исследовали накопление тяжелых металлов в органах и тканях галки и серой вороны (рис. 25, 26). В костях больше, чем в других органах, накапливался марганец, у галки также – медь и хром. Избыток меди и хрома в костях – характерная черта птиц степных ландшафтов Нижнего Дона. Свинец имел относительно высокое содержание в костях. Однако наибольший интерес представляло накопление свинца в почках и печени серой вороны из Москвы. Птица погибла зимой при очень низких температурах. Одна из причин ее гибели

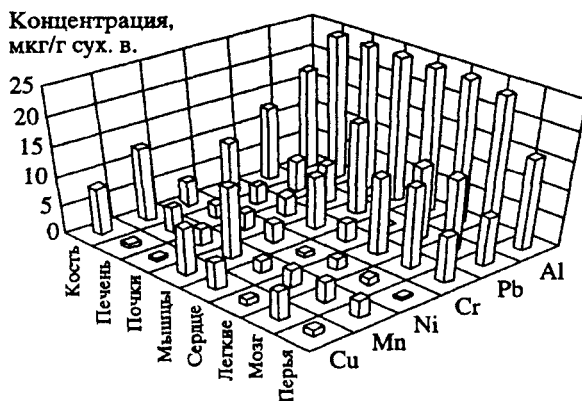


Рис. 25. Концентрация микроэлементов в органах и тканях галки (Ростовская область), мкг/г сух. в.

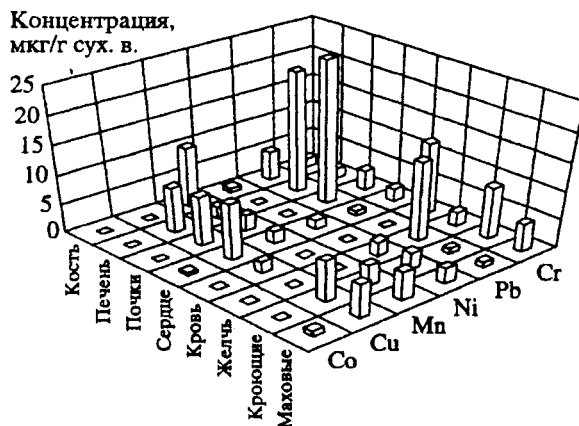


Рис. 26. Концентрация микроэлементов в органах и тканях серой вороны в условиях суровой зимы (г. Москва), мкг/г сух. в.

ли – интоксикация свинцом. Уровни, обнаруженные у данной особи в почках, считаются для птиц летальными. Видимо, организм не справлялся с выведением свинца в условиях сильной обезвоженности и экстремально низких температур, наблюдавшихся в течение нескольких недель.

Накопление тяжелых металлов птицами, обитающими в разных географических регионах

В популяционной экотоксикологии птиц очень важно применять методы, которые были бы наиболее щадящими для популяций. Для экотоксикологических исследований важно использовать такие образ-

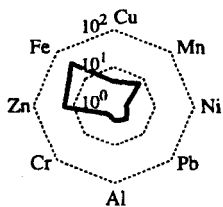
цы, отбор которых позволит сохранить птицу живой, например анализировать кровь и перья. Однако в природе часто можно найти мертвых птиц, мягкие ткани которых разложились, но костные остатки легко идентифицируются. Мы в своей работе широко использовали этот метод, составив на этой основе большую часть своей лекции.

Многими исследователями подтверждено, что накопление различных элементов в тканях животных отражает их содержание в окружающей среде (Ковальский, 1974; Покаржевский, 1985; Соколов и др., 1989). Кости птиц – депо многих металлов (Стариченко и др., 1993) – представляют собой удобный объект для мониторинга. Микроэлементный состав кости отражает долговременное воздействие тех или иных микроэлементов, присутствующих в избытке или недостатке в экосистемах. В дальнейшем все обсуждение в этой главе опирается на результаты анализов тяжелых металлов в костях птиц.

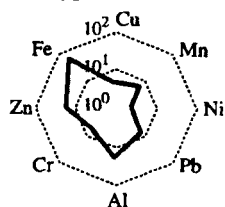
Центральная часть европейской России, Белоруссия, Украина, Польша

Проанализировано накопление тяжелых металлов в 84 видах птиц (217 особей), распределение которых широко варьирует у разных видов и особей. Максимальное содержание Cu (26,9 мкг/г) зарегистрировано в костях белобровика из Московской обл., минимальное (меньше предела обнаружения) – там же у серой вороны. Максимальное содержание Mn (30,3 мкг/г) было у коростеля из Брянской обл., минимальное – у многих птиц из разных областей (1,2 мкг/г). Пределы накопления Ni были: 0,3 мкг/г (болотная камышевка из Чернобыля) – 13,6 мкг/г (черноголовая чернеть, Брянская обл.). Пределы концентраций для Pb составили: 0,14 мкг/г (садовая овсянка из Курского заповедника) – 25,7 мкг/г (галка и серая ворона из Москвы); Al: 1,1 мкг/г (серая славка, Московская обл.) – 41,2 мкг/г (перепел, Костромская обл.); Cr: 0,3 мкг/г (деревенская ласточка, Чернобыль) – 17 мкг/г (фифи, Брянская обл.); Zn: 9,3 мкг/г (у многих особей) – 26,3 мкг/г (теньковка, Московская обл.); Fe: 13,3 мкг/г (буроголовая гаичка, Чернобыль) – 88,6 мкг/г (московка, Чернобыль). Спектры распределения металлов в костях птиц из разных сообществ отличались некоторыми особенностями, однако были достаточно похожи. Это видно на звездчатых диаграммах (рис. 27), однако дисперсионный анализ позволил установить влияние географического фактора на варьирование логарифмов концентраций некоторых металлов. Значимое влияние отмечено для Pb ($F = 3,074$; $P = 0,0042$; $df = 7 + 208$), Al ($F = 19,964$; $P < 0,0001$; $df = 7 + 206$), Cr ($F = 2,687$; $P = 0,011$; $df = 7 + 208$) и Fe ($F = 5,231$; $P = 0,0002$; $df = 5 + 186$). При этом свинца, хрома и марганца регистрировалось больше в костях птиц Чернобыля, высокий средний уровень содержания алюминия характерен для птиц Московской обл., железа – для птиц Новгородской обл. Распределение большинства

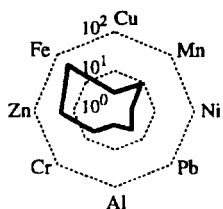
Архангельская обл.



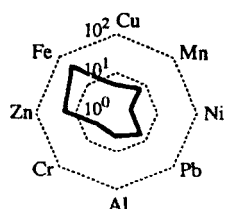
Курская обл.



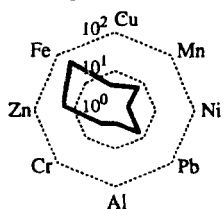
Киевская обл.



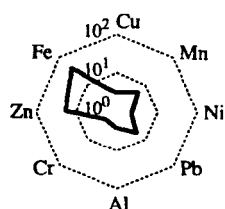
Московская обл.



Костромская обл.



Гомельская обл.



Брянская обл.

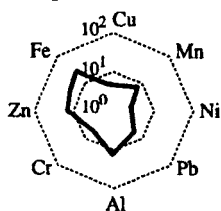


Рис. 27. Звездчатые диаграммы распределений концентраций тяжелых металлов в костях птиц из разных областей европейской России, Украины и Белоруссии, мкг/г (логарифмические координаты)

металлов в костях, за исключением цинка ($K.-У. = 4,87$; $P = 0,0272$; $n = 96$), не зависело от пола. Концентрация цинка у самок была меньше, чем у самцов, а представители зимней фауны содержали в костях в среднем в 4–5 раз больше свинца.

Нижний Дон, Приазовье, Калмыкия

Концентрация Co, Cu, Mn, Ni, Pb, As и Cr в костях птиц из Ростовской области и Калмыкии варьировала у разных видов. Кобальт обнаружен в концентрации от 0,001 мкг/г у домового сыча, до 0,15 мкг/г у канюка. У большого баклана, кваквы, удода и домового воробья, некоторых особей кряквы, чернети, серой цапли, перепела и канюка его концентрация была меньше предела обнаружения. Содержание меди варьировало от 0,37 мкг/г (большой баклан) до 10,06 мкг/г (сорока). По сравнению с концентрацией других металлов содержание марганца в костях птиц варьировало больше всего: от 1,06 у серой вороны до 30,6 мкг/г у полевого воробья. Относительно большие концентрации обнаружены также у пустельги (30,3 мкг/г), канюка (24,2 мкг/г), перепела и кряквы (12,6 мкг/г). Концентрация никеля изменялась от 0,5 у большого баклана, канюка и серой цапли до 4,3 мкг/г у большой синицы, свинца – от 0,04 мкг/г у большого баклана, серой цапли и канюка до 29,95 мкг/г у большого пестрого дятла, а концентрация мышьяка от 0,12 мкг/г у рыжей цапли до 1,7 мкг/г у канюка, тогда как этот элемент не обнаружен у дятла. Пределы изменчивости хрома были от 0,24 мкг/г у домового сыча до 14,7 мкг/г у полевого воробья и пустельги. Минимальные концентрации металлов чаще были определены в костях водных птиц, тогда как максимальные были обычны в костях наземных видов.

Сравнение распределения концентраций металлов в костях водных и наземных птиц показало, что только содержание свинца достоверно отличалось у разных экологических групп. Большие концентрации свинца преобладали у наземных птиц Нижнего Дона. Концентрация свинца в костях имела отрицательную корреляцию с массой тела птиц ($r = -0,51$). Мелкие виды в большей степени концентрировали свинец по сравнению с крупными (рис. 28). Концентрации некоторых металлов в костях коррелировали друг с другом. Умеренная корреляция была обнаружена между концентрацией меди и кобальта (0,52), меди и хрома (0,58), мышьяка и хрома (0,45), свинца и никеля (0,44). Сильная корреляция отмечена между хромом и марганцем (0,82).

Сравнение распределений групп птиц, объединенных по типу питания (фитофаги, смешанное питание, насекомоядные, хищные и рыбоядные), показало, что они достоверно различаются по накоплению мышьяка, причем хищные и рыбоядные виды накапливали в среднем больше мышьяка, чем другие группы птиц.

Свинец и хром, как известно, являются токсическими металлами, причем скелет в первую очередь является депо этих элементов (Стариченко и др., 1993). Сравнение концентрации свинца в костях, перьях и печени птенцов серебристой чайки показало, что при хроническом воздействии свинец интенсивнее всего накапливается в скелете, при этом тип кости определяет накопление элемента (Burger et al., 1992). Различия в концентрации свинца в разных костях были установлены у морской чернети, зимующей в Гданьском заливе Балтийского моря (Szefer, Flandysz, 1986). Обнаружено, что накопление

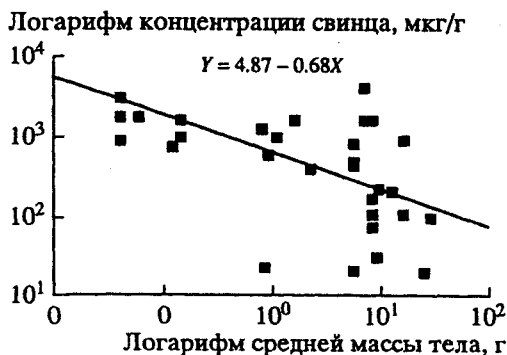


Рис. 28. Зависимость логарифма концентрации накопления свинца в костях птиц (мкг/г) от логарифма массы тела птиц (г), где Y – логарифм концентрации свинца, X – логарифм массы тела. Линейная модель оценена с помощью дисперсионного анализа: $F = 11,00$, $P = 0,00233$

свинца в костях зависело от возраста и пола, тогда как концентрация марганца, меди, кобальта, никеля и хрома не связана с полом (Szefer, Falandysz, 1986). Нормальные уровни свинца в скелете взрослых птиц – обитателей относительно незагрязненных биотопов – составляют от 2 до 15 мкг/г сухой массы (Connors et al., 1975; Kendall, Scanlon, 1981). Однако уровни содержания свинца в костях взрослых диких птиц, превышающие 5 мкг/г, уже свидетельствуют об увеличении воздействия свинца на экосистему (Scheuhammer, 1987, 1996, 1997). Высокое содержание свинца в костях связано с хроническим воздействием этого элемента на организм птиц (Scheuhammer, 1987), что было подтверждено для костей крыла у уток (Merchant et al., 1991). Наши данные показали, что из всех видов, обследованных в Ростовской области и Калмыкии, у 13 концентрация свинца превышала 5 мкг/г, а у двух (большого пестрого дятла и щегла) превысила 25 мкг/г. В промышленных районах Силезии скворцы содержали от 7,5 до 20 мкг свинца на 1 г сухой массы костной ткани (Dmowski, 1993), тогда как в загрязненных районах США птицы этого вида накапливали в костях до 213 мкг/г (Stue et al., 1986). В костях воробьиных птиц в Мясечке Силезском (Польша) концентрация свинца составляла от 50 до 68 мкг/г (Sawiska-Kapusta et al., 1986), а в бедренной кости фазанов из разных популяций в Польше варьировала от 1,1 до 1,5 мкг/г (Swiegosz, 1991). Количество свинца в костях самок мухоловки-пеструшки, гнездящихся в районе плавильного завода в Швеции, зависело от удаленности от предприятия и варьировало от 2,2 до 202 мкг/г (Nyholm, 1994). Таким образом, накопление свинца в костях диких птиц, обитателей территорий с разной нагрузкой свинцового загрязнения, изменялось в широких пределах. Очевидно, на юго-западе России идет активное накопление свинца в скелете многих видов птиц.

Обитатели наземных экосистем обладают существенными различиями по многим параметрам по сравнению с водными животными, что связано, прежде всего, с особенностями среды обитания. Околоводные

птицы в Корее накапливали в костях (Lee et al., 1983) больше свинца (от 4,94 до 17,5 мкг/г), чем водные (от 1,81 до 7,61 мкг/г). На юго-западе России больше свинца в скелете содержали птицы, обитающие в наземных экосистемах, по сравнению с видами, привязанными своим образом жизни к воде. Различия достоверны по критерию Краскела-Уоллиса равному 7,36, $P = 0,00665$. При этом более мелкие виды в большей степени концентрировали в костях свинец по сравнению с крупными, что может быть связано с высоким уровнем метаболизма мелких птиц. Все это может свидетельствовать о большей уязвимости мелких видов по отношению к свинцу как токсическому элементу среды. По-видимому, большие популяционные эффекты свинцового загрязнения следует ожидать у видов малых размеров.

По нашим данным пища и кости перепелов в Ростовской области содержали свинец в близких концентрациях (13,6 и 13,73 мкг/г, соответственно), что может свидетельствовать о хроническом воздействии этого металла на местную популяцию перепела, являющуюся объектом спортивной охоты.

Концентрации некоторых металлов в костях коррелировали друг с другом. Умеренная корреляция была между концентрацией меди и кобальта (0,52), меди и хрома (0,58), мышьяка и хрома (0,45), свинца и никеля (0,44). Сильная корреляция отмечена между хромом и марганцем (0,82). Хром и марганец, которые считаются жизненно важными микроэлементами, содержатся в скелете в концентрациях 0,9 и 1,0 мкг/г, соответственно (Стариченко и др., 1993), однако хроническое введение избытка марганца приводит к поражению костной ткани. Мы обнаружили сильную корреляцию между содержанием этих металлов в костях, а у 14 видов птиц количество хрома и марганца превышало уровень нормальной концентрации для скелета, что также свидетельствует о процессах накопления этих элементов разными видами птиц в месте исследования.

Видовые различия накапливаемых уровней токсических элементов при равной степени загрязнения объясняются, прежде всего, различными специфическими особенностями пищевых рационов (Безель и др., 1994). Животные высших трофических уровней в большей степени аккумулируют некоторые металлы. Однако анализ наших данных не выявил существенных различий в содержании многих анализируемых металлов у фитофагов, видов со смешанным питанием, насекомоядных, рыбацких и хищных птиц. Эти группы отличались содержанием мышьяка в костях, при этом хищные и рыбацкие птицы накапливали его в большей степени. Различия достоверны по критерию Краскела-Уоллиса равному 8,165, $P = 0,0427$.

Таким образом, в накоплении тяжелых металлов птицами на юго-западе России выявлены следующие закономерности: тенденции концентрирования свинца, марганца и хрома многими видами, высокие уровни накопления свинца мелкими и наземными видами, большее накопление мышьяка рыбацкими и хищными птицами, загрязнение пищи некоторых видов птиц свинцом, которое свидетельствует о хроническом воздействии некоторых токсических металлов на эко-

системы степной зоны. Очевидно, необходим постоянный мониторинг накопления тяжелых металлов в популяциях диких птиц на территориях с разной степенью загрязнения, что позволит более полно охарактеризовать состояние среды.

Водоплавающие и околотовдные птицы – важный компонент водных экосистем. Являясь высшими звеньями трофических цепей, они представляют собой популярный объект экотоксикологических исследований, так как обладают способностью аккумулировать некоторые экотоксиканты в большем количестве по сравнению с организмами предыдущих трофических уровней. По уровню накопления экотоксикантов в тканях птиц можно судить о риске, которому подвергаются водные экосистемы в целом. Однако в отечественной литературе имеются лишь отдельные публикации, которые посвящены исследованию накопления экотоксикантов водоплавающими птицами (Савинова, Габриельсен, 1994, и др.), исключая радионуклиды. Отсутствуют опубликованные данные о содержании тяжелых металлов и других микроэлементов в водоплавающих и околотовдных птицах на юго-западе России. Этот регион остается белым пятном, в то время как во многих странах именно водоплавающие птицы находятся под пристальным вниманием исследователей в качестве объектов экотоксикологического мониторинга водных систем. Например, район Великих озер (США и Канада) многие годы является полигоном для оценки экологического риска воздействия экотоксикантов на популяции водоплавающих птиц.

Концентрации исследованных металлов в костях у водоплавающих и околотовдных птиц варьировали (min–max): Co (0–0,17), Cu (0,3–12,1), Mn (1,1–44,2), Ni (0,5–17,0), Pb (0,02–25,7), As (0,12–1,6), Al (1,2–41,2), Mo (0–0,034), Cr (0,3–17,0), Cd (0,001–0,159), Zn (0,4–365), Fe (14,6–362) мкг/г сухого вещества.

Корреляционный анализ выявил высокую положительную корреляцию между парами металлов: Mo–Co (0,73, $n = 23$), Zn–Cd (0,89, $n = 14$), Ni–Cd (0,8, $n = 7$) и Fe–Cd (0,94, $n = 12$); умеренную положительную корреляцию: Co–Al (0,63, $n = 23$), Cr–Mn (0,7, $n = 65$), Cr–Pb (0,67, $n = 65$); высокую отрицательную корреляцию: As–Ni (0,79, $n = 17$).

Средние концентрации металлов в костях птиц на Нижнем Дону составили (в мкг/г): Co – 0,04, Cu – 3,7, Mn – 5,7, Ni – 1,9, Pb – 7,4, As – 0,72, Al – 16,5, Mo – 0,012, Cr – 4,4, Cd – 0,01, Zn – 55,9 и Fe – 78,2; в Восточном Приазовье: Co – 0,04, Cu – 4,8, Mn – 10,3, Ni – 3,4, Pb – 9,2, Al – 18,5, Mo – 0,013, Cr – 4,7, Cd – 0,083, Zn – 60,5 и Fe – 70,2. Дисперсионный анализ показал достоверное влияние местности на логарифм концентрации алюминия и кадмия в костях птиц ($P = 0,01$ и $P = 0,001$, соответственно). Концентрации этих металлов выше в костях птиц из Восточного Приазовья.

Мы сравнили содержание микроэлементов в костях птиц, найденных в период размножения (весной и летом) и осенней миграции на Нижнем Дону. Кости птиц в весенне-летний период содержали большие концентрации марганца (7,1 мкг/г) и хрома (6,5 мкг/г) и меньшие свинца

(8,4 мкг/г) и железа (109,3 мкг/г) по сравнению с концентрациями этих элементов в костях птиц, найденных осенью (Mn – 5,5; Cr – 3,6; Pb – 6,1 и Fe – 62 мкг/г, соответственно). Однако достоверное влияние сезона было выявлено с помощью дисперсионного анализа только для логарифма концентрации марганца.

Анализ содержания микроэлементов в птицах, относящихся к разным трофическим уровням пищевых цепей, показал, что фитофаги на Нижнем Дону и в Восточном Приазовье характеризовались более высоким содержанием никеля (3,4 мкг/г), цинка (89,4 мкг/г) и железа (116,4 мкг/г) и меньшим содержанием кадмия (0,057 мкг/г) по сравнению с зоофагами (Ni – 2,03 мкг/г, Zn – 6,7 мкг/г, Fe – 18,8 мкг/г, Cd – 0,09 мкг/г). Для объединенной выборки птиц из двух местностей выявлено достоверное влияние характера питания на логарифм содержания никеля ($P = 0,049$), молибдена ($P = 0,0008$), кадмия ($P < 0,0001$), цинка ($P = 0,007$) и железа ($P = 0,017$).

Особый интерес представляет накопление свинца водоплавающими и околотовными птицами. У 67% птиц концентрация свинца в костях превышала уровень 5 мкг/г сухого вещества. На Нижнем Дону доля птиц, концентрация свинца в костях которых превышала уровень 5 мкг/г, была ниже по сравнению с соответствующей долей птиц из Восточного Приазовья, однако различия в распределении были недостоверны ($\chi^2 = 5,1$, $P = 0,16$).

Водоплавающие и околотовные птицы представляют различные уровни трофических цепей от первичных растительноядных консументов (утки, лысуха) до рыбоядных (цапли, баклан). Положительная взаимосвязь между уровнями пищевых цепей и уровнями тяжелых металлов в костях птиц была обнаружена только для кадмия. Напротив, фитофаги, а из них нырковые и лысухи, имели самые высокие уровни железа, цинка и никеля в костях по сравнению с другими видами. Не ясны закономерности накопления других тяжелых металлов в зависимости от места птицы в трофической цепи. Для костей птиц, собранных в Восточном Приазовье и на Нижнем Дону: 1) уровни свинца были наиболее высокими у широконоски (пролетная особь), лысухи и обыкновенных чаек; 2) уровни никеля были выше у нырковых уток; 3) лысухи имели более высокие уровни кадмия по сравнению с другими видами; 4) уровень марганца в костях был выше в весенне-летний период; 5) уровни алюминия и кадмия были выше на Нижнем Дону. Повышенное содержание алюминия в последние годы связывают с понижением pH водоемов (Hermann, Frick, 1995).

В целом концентрации большинства тяжелых металлов в птицах, за исключением свинца, свидетельствуют об относительно низкой степени загрязнения исследуемых районов по сравнению с Центральной Европой. Содержание свинца в костях указывает на загрязнение птиц этим элементом. Только у 33% особей водоплавающих и околотовных птиц уровни свинца в костях были ниже 5 мкг/г. Как известно, более высокие концентрации в костях свидетельствуют о загрязнении среды свинцом и хроническом воздействии этого металла на организм птиц. Повышенное содержание свинца в водных экосистемах связано с

действием антропогенного пресса, вызывающего свинцовое загрязнение среды (охота на водоплавающих с применением свинцовой дроби, добыча и переработка цветных металлов, городское и промышленное развитие) (Scheuhammer, Dickson, 1996). Высокие уровни концентраций свинца в костях птиц в Восточном Приазовье можно объяснить тем, что лиман, на котором проводились исследования, в течение нескольких десятилетий является местом охоты. В результате этого на дне водоема скапливается большое количество свинцовой дроби, которая может попадать в пищеварительный тракт птиц с пищей. Заглатывание свинцовой дроби является главным источником повышенного влияния свинца и отравления водоплавающих и многих других видов птиц. Свинцовое отравление было установлено у обыкновенной гаги и гаги-гребенушки и на Аляске, у кряквы в Калифорнии (США) в результате заглатывания охотничьей дроби (Franson et al., 1995; Rocke et al., 1997). В местах, где была распространена охота на водоплавающих, повышенные уровни свинца в костях годовалых уток довольно широко регистрируются, а высокий уровень свинцового воздействия отмечается в малых локальных биотопах (Scheuhammer, Norris, 1996). В желудках вскрытых лысух в Восточном Приазовье неоднократно обнаруживали охотничью дробь. Свинец – токсичный металл, способный оказывать патологическое воздействие на птиц. На водоеме встречалось множество погибших птенцов лысухи во втором птенцовом наряде. Причиной гибели, возможно, явилась интоксикация свинцом.

Заглатывание свинцовой дроби – обычное явление у водоплавающих и распространено у наземных птиц, включая дальние охотничьи виды, куликов, хищные и падальщиков. В Канаде и США смертность от свинцового отравления белоголового орлана и беркута в результате потребления жертв, содержащих в тканях свинцовую дробь (особенно подранков), была оценена в 10–15% от всей установленной смертности после вылета из гнезд у этих хищных видов (Scheuhammer, Norris, 1996). Во время охотничьего сезона во Франции значительно большее количество болотных луней имело повышенные уровни свинца в крови по сравнению с другим периодом года, а погадки содержали свинцовые дробинки (Pain et al., 1997). Применение свинцовой охотничьей дроби, особенно в местах, где она рассеивается в среде, включая пруды, болота, озера, реки, пляжи и другие водные объекты, создает значимый риск заглатывания дроби водоплавающими и их отравление. Свинцовые дробинки, попавшие в почву и грунт водоемов, не являются химически или экологически инертными. Требуется десятки или сотни лет для их полного растворения или распада, даже если удастся полностью перейти на производство дроби из нетоксических материалов.

Для некоторых видов, например черноклювой гагары, наиболее частой причиной отравления является заглатывание свинцовых грузил и блесен. В пресноводной среде обитания, где сосуществуют рыбалка как вид отдыха и популяции полярной гагары, отравление свинцом после заглатывания маленьких (<50 г) грузил или блесен, обуславливает 10–50% всей установленной смертности взрослых гагар в зависимости

от места исследования. Около 23% взрослых полярных гагар в Канаде в районе оз. Онтарио погибает от свинцового токсикоза (Twiss et al., 1995).

Некоторые страны запретили использование мелких свинцовых грузил и дроби в охоте на водоплавающих и других животных (Scheuhammer, Norris, 1996). С 1997 г. вся охота на мигрирующих охотничьих птиц в Канаде осуществляется только с использованием нетоксичной дроби.

Средиземноморский бассейн, к которому относится и исследуемая нами территория, имеет огромное экологическое значение водных экосистем для поддержания и сохранения численности множества видов гнездящихся, зимующих и мигрирующих водоплавающих и околоводных птиц (Erwin, 1996). Учитывая это, необходимо расширять исследования в целях создания региональных мониторинговых программ и баз данных по водоплавающим и околоводным птицам, по оценке качества водных местообитаний, изучению влияния охоты и других нарушений гнездования и питания на популяции водоплавающих птиц.

Северный Кавказ

Мы проанализировали накопление тяжелых металлов в костях 12 видов мелких воробьиных птиц, обитателей буково-грабового леса и опушек, из окрестностей пос. Никель, расположенного в 60 км от Майкопа на высоте примерно 600 м над у.м. (Адыгея). Местность интересна в геохимическом отношении: здесь проводились разработки никеля и урана.

Концентрации металлов в костях птиц варьировали (в мкг/г): Cu – 0,77–10, Mn – 1,3–24,6, Ni – 0,6–9,8, Pb – 0,8–29,3, Al – 1,2–12, Cr – 0,6–13,6, Zn – 13,3–25,6, Fe – 21,3–70,1.

Уровни свинца в костях свидетельствовали о существовании избытка этого металла в среде, т.к. 74% всех особей имели уровни свинца выше 5 мкг/г сухой массы. Птицы разного возраста достоверно отличались по содержанию меди и марганца, тогда как свинец, никель, цинк, алюминий, хром и железо накапливались приблизительно в равных концентрациях у молодых и взрослых птиц. Молодые птицы больше накапливали медь ($P = 0,027$ по критерию Краскела-Уоллиса), а взрослые – марганец ($P = 0,02$).

Птицы разных трофических уровней (насекомоядные и зерноядные) существенно не отличались накоплением тяжелых металлов.

Факторный анализ выявил роль некоторых микроэлементов в общей изменчивости спектров концентраций металлов в костях птиц. Особенности птиц данной территории обуславливаются повышением содержания железа в костях при недостатке алюминия и марганца.

Была обнаружена достоверная корреляция между размерами птиц и накоплением некоторых металлов: концентрация никеля имела отрицательную умеренную корреляцию с длиной тела ($r = -0,62$, $P = 0,02$, $n = 16$) и хвоста ($r = -0,51$, $P = 0,0469$, $n = 16$), концентрации меди и

алюминия положительно коррелировали с длиной крыла ($r = 0,52$, $P = 0,043$, $n = 16$ и $r = -0,62$, $P = 0,045$, $n = 16$, соответственно). Интересно, что более мелкие птицы, обладающие повышенным уровнем энергетического обмена, больше накапливали никель, который имел повышенные уровни концентрации в ландшафте.

Аналогичная ситуация была отмечена для накопления меди в птицах Эфиопии (см. далее) и свинца в наземных птицах Нижнего Дона. Избыток элемента в ландшафте отражается в степени его концентрирования животными разного размера, при этом более мелкие особи имеют более высокие концентрации элемента в костях.

Монголия

Монголия представляет интерес для исследования состояния популяций птиц как территория, которая подвергается не столь существенному загрязнению тяжелыми металлами в сравнении с регионами с развитым промышленным производством. Поэтому данные о содержании тяжелых металлов и микроэлементов в птицах Монголии могут быть использованы, во-первых, как относительный контроль в сравнительных исследованиях популяций птиц, населяющих разные части ареалов, во-вторых, для изучения геохимических маркеров популяций и, в-третьих, для сравнительной экологической характеристики различных территорий и экосистем.

Мы оценили содержание микроэлементов в современных птицах степной и пустынной зоны Монголии и изменение содержания микроэлементов в птицах за последние 30 лет.

Материал был собран в августе–сентябре 1996 г. во время работы в составе Российско-Монгольской комплексной биологической экспедиции в Центральной и Северной Монголии. Были исследованы кости 35 видов (44 особей) птиц, найденных мертвыми или добытых для научных целей, а также полученных из орнитологической коллекции Института биологии Монгольской академии наук. Тушки птиц, отобранные для анализа из коллекции, представляли собой этикетированные ветхие экземпляры, подготовленные к уничтожению. Благодаря тому, что кости цевки при обработке шкурки не подвергаются воздействию химикалий, мы посчитали возможным использовать этот материал для сравнительного анализа содержания микроэлементов.

Более всего в костях птиц варьировало содержание меди, марганца, свинца и хрома, тогда как концентрация кобальта была более стабильной. У птиц, обитающих в степной зоне, – в Ростовской области, было установлено, что концентрация свинца в костях имела отрицательную корреляцию с массой тела (Лебедева, 1997б). Мелкие виды в большей степени концентрировали свинец по сравнению с крупными видами. Такая корреляция у птиц, обитающих в степях Монголии, не была обнаружена. Это можно объяснить тем, что в европейских степях фоновое загрязнение свинцом выше.

Таблица 23. Статистические оценки содержания металлов в костях птиц, населяющих Монголию в 60-е и 90-е годы

Металл	Годы	N	Min	Max	\bar{X}	Mo
Co	1960-е	12	0,001	0,1	0,0296	0,001
	1990-е	41	0,001	0,13	0,0451	0,001
Cu	1960-е	12	0,12	20,9	3,999	0,8
	1990-е	41	0,04	20,9	4,205	4,3
Mn	1960-е	12	1,31	24,2	6,43	3,1
	1990-е	41	0,56	30,3	5,63	3,1
Ni	1960-е	12	0,5	4,3	2,23	2,8
	1990-е	40	0,5	9,0	2,3	1,2
Pb	1960-е	12	0,02	29,5	5,80	2,5
	1990-е	41	0,0001	25,0	5,03	0,41
As	1960-е	11	0,03	1,6	0,27	0,07
Al	1960-е	12	12,8	40,0	24,6	17,2
	1990-е	40	0,31	40,0	20,77	23,3
Mo	1960-е	12	0,0001	0,003	0,0018	0,003
	1990-е	30	0,0001	0,014	0,0016	0,0011
Cr	1960-е	12	0,04	9,2	1,54	1,6
	1990-е	31	0,24	17	4,3	0,45

Примечание. N – объем выборки, Min – минимум, Max – максимум, \bar{X} – среднее арифметическое, Mo – мода.

Сравнительные статистические данные о концентрациях металлов у современных птиц и птиц, добытых в 60-е годы, представлены в табл. 23.

Непараметрический дисперсионный анализ показал, что существенные различия наблюдались лишь в содержании кобальта в костях ($P = 0,0451$), однако модальная концентрация этого элемента была одинаковой у птиц сравниваемых групп. Средняя концентрация этого металла в костях современных птиц была примерно в 2 раза выше, чем у птиц 30 лет назад (см. табл. 23).

За последние 30 лет существенные изменения в концентрациях меди, марганца, никеля, свинца, алюминия, молибдена и хрома в костях птиц не обнаружены.

Следовательно, неблагоприятные тенденции аккумуляции тяжелых металлов (свинца, меди, никеля) в костях птицами, обитающих на территории Монголии, не наблюдаются. Это свидетельствует об отсутствии глобального загрязнения изученными тяжелыми металлами степей Монголии, однако необходимы дополнительные исследования содержания других металлов в птицах, таких как кадмий, мышьяк и ртуть.

Эфиопия

Влияние человеческой деятельности практически не оставляет шанса найти на Земном шаре экосистемы, которые можно было бы рассматривать в качестве фоновых (Криволицкий и др., 1989; Лебедева, 1996в; Лебедева и др., 1997).

Эфиопия, расположенная на северо-востоке Африканского континента и отличающаяся разнообразием природных условий, растительных и животных сообществ, представляет интерес для экотоксикологических исследований в качестве территории, которая мало подвергалась воздействию экотоксикантов (таких, как тяжелые металлы) и может служить относительным контролем для сопоставления с другими регионами.

Концентрации микроэлементов в костях птиц в 1998 г. варьировали в широких пределах (табл. 24).

Факторный анализ показал, что наибольший вклад в первый фактор, объясняющий 99,9% варьирования матрицы данных, вносит увеличение содержания марганца и алюминия, а также недостаток цинка, хрома и железа.

С помощью дисперсного анализа мы исследовали факторы (местообитание и видовую специфичность), которые могли бы объяснить изменчивость содержания микроэлементов. Оказалось, что видовая специфичность не оказывает влияния на распределение в костях марганца, никеля, цинка, меди и железа, тогда как накопление свинца (логарифм концентрации) можно было объяснить этим фактором ($P = 0,0121$; $df = 6 + 5/11$). Обнаружено также значимое влияние видовой принадлежности на распределение алюминия в костях птиц ($P = 0,0312$; $df = 6 + 5/11$).

Более существенным фактором, которым можно было бы объяснить варьирование содержания микроэлементов в костях птиц из Эфиопии, является тип местообитания. В выборке присутствовали птицы, обитающие в сухих антропогенных и саванного типа ландшафтах, и птицы, живущие во влажном тропическом лесу (Джима). Существенное влияние фактора местообитания на содержание (логарифм концентрации) всех исследуемых металлов, за исключением никеля и свинца, было выявлено в результате дисперсионного анализа: Mn ($P = 0,0009$; $df = 1 + 10/11$), Zn ($P = 0,0074$; $df = 1 + 10/11$), Cu ($P = 0,0166$; $df = 1 + 10/11$), Al ($P = 0,0065$; $df = 1 + 10/11$), Cr ($P < 0,0001$; $df = 1 + 10/11$) и Fe ($P = 0,0013$; $df = 1 + 10/11$).

На рис. 29 показаны средние концентрации металлов в костях птиц из разных местообитаний. В костях птиц из сухих местообитаний железо, хром и цинк накапливались в больших количествах, тогда как марганец, хром и алюминий были в существенном недостатке по сравнению с концентрациями соответствующих металлов в костях птиц влажного тропического леса. Птицы, обитающие в сухих и влажных местообитаниях, не отличались содержанием свинца и никеля. Интересно, что в ландшафтах, характеризующихся избытком какого либо элемента, мы отмечаем присутствие этого избыточного элемента в кос-

Таблица 24. Концентрация микроэлементов в костях птиц и млекопитающих
(1998 г., мкг/г сухой массы)

Вид	Место сбора*	Pb	Mn	Ni	Zn	Cu	Al	Cr	Fe
Домашняя курица									
Местная порода	A	8,3-11,1**	2,5-3,1	1,2-1,7	17,3-18,3	0,7-4,1	1,6-3,6	2,9-7,0	33,3-41,6
Бройлер (местный корм)	A	12,3	2,9	3,6	21,6	1,2	1,7	8,2	28,3
Дикие птицы									
Африканский марабу	Y	7,2-5,8	1,3-3,2	2,2-2,8	13,7-21,6	0,4-3,2	2,6-4,1	2,6-3,1	31,6-33,7
Винная горлица		2,5	2,3	3,4	22,3	5,1	11,6	4,7	22,4
Оливковая нектарница	A	8,5	2,5	0,8	16,6	1,3	3,3	3,4	40,0
Оливковая нектарница	J	13,8	13,8	2,8	7,3	5,8	13,3	0,26	0,4
Разноцветная нектарница	J	5,6-7,1	12,6-16,3	1,7-2,3	4,4-6,8	4,4-6,3	16,6-21	0,22-0,13	0,2-0,3
Мозамбикский канареечный выюрок	J	2,9	2,8	4,3	21,7	8,1	3,9	0,7	43,8

* Провинции: А – Аддис-Абеба, Y – Йерери, Корея, J – Джима.

** Размах концентраций.

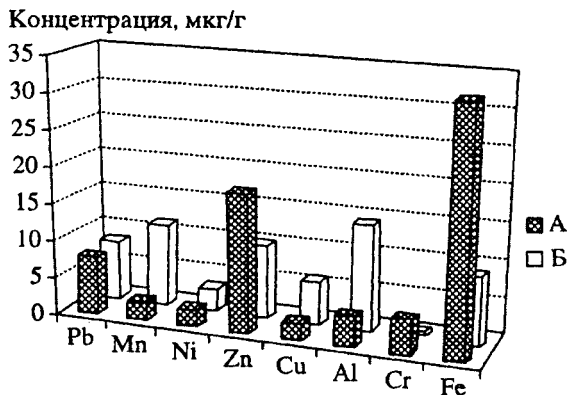


Рис. 29. Концентрация микроэлементов в костях птиц из Эфиопии
 А – саванна, Б – тропический лес

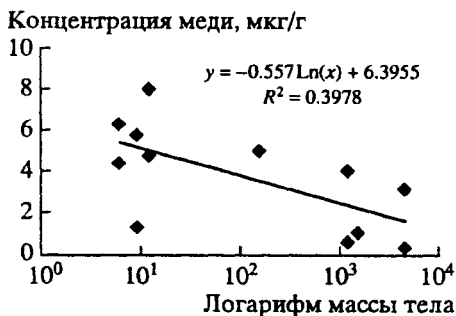


Рис. 30. Зависимость между логарифмом массы тела птиц и концентрацией меди в костях птиц из Эфиопии

тях птиц. Данные, полученные нами в Эфиопии, также сопоставление их с результатами наших исследований, проведенных в других регионах, например в Монголии и на юго-западе России (Лебедева, 1997б; Лебедева и др., 1997) позволяют сделать такой вывод. Широкое варьирование в костях птиц микроэлементов в сухих и влажных местообитаниях в Эфиопии подтверждают это.

Корреляционный анализ позволил выявить достоверные взаимозависимости между концентрациями пар элементов, содержащихся в костях птиц. Так, содержание марганца в костях характеризовалось умеренной положительной взаимосвязью с алюминием и отрицательной взаимозависимостью с цинком (сильная корреляция), железом и хромом (умеренная корреляция), тогда как концентрация цинка отрицательно коррелировала с алюминием и марганцем и положительно с хромом и железом (умеренная сила связи). Таким образом, можно выявить пары металлов-антагонистов. Высокие концентрации алюминия, марганца (в эту группу можно включить еще медь) сочетаются с низкими концентрациями цинка, хрома и железа, и наоборот.

Известно, что мелкие птицы характеризуются более интенсивным уровнем обмена веществ и способны накапливать металлы, содержание которых в среде избыточно. Мы проанализировали взаимозависимость между массой тела птицы и концентрацией металлов в костях с помощью непараметрического корреляционного анализа Спирмена. Наблюдается достоверная тенденция, при которой более мелкие птицы накапливали больше марганца, меди и алюминия (соответствующие коэффициенты корреляции между массой птиц и металлом $-0,56$, $-0,64$ и $-0,64$), тогда как более крупные – хром, цинк и железо – $0,59$, $0,59$, $0,50$, соответственно. На рис. 30 показана зависимость между массой тела птиц и накоплением в их костях меди. Избыток элемента в ландшафте отражается в степени его концентрирования животными разного размера, при этом более мелкие особи имеют более высокие концентрации элемента в костях.

Экотоксикология городских птиц

Город – принципиально новый и наиболее преобразованный тип ландшафта из всех созданных человеком. Группировки птиц больших городов складываются на наших глазах из видов, историческое становление которых связано с различными ландшафтами и естественными сообществами, поэтому их отношение к городскому ландшафту и ценотические связи весьма неопределенны.

Поведенческая пластичность птиц в городе по сравнению с их естественными местообитаниями проявляется необыкновенно ярко. Прежде всего можно отметить переход к оседлости часто значительной части городских популяций кочующих и перелетных видов (грач, скворец, дрозды, камышница, тряпка), "хищное" и другое пищедобывательное поведение врановых (Авилова и др., 1994; Константинов, Лебедев, 1995; Лебедева, Рубцова, 1995; Лебедева и др., 1995, 1998; Липкович, 1998). Экологическая ненасыщенность городского ландшафта, его недоступность для многих специализированных видов с более узкой фундаментальной нишей и наличие свободных ресурсов служат стимулом для заселения города видами, способными к глубокой синантропизации (Вахрушев, Раутиан, 1992). Известные достоинства городской среды не могут заменить исторически типичных условий жизни. Об этом свидетельствуют факты дестабилизации адаптивной нормы по сравнению с отклонениями от нее, в результате чего понижается эффективность стабилизирующего отбора и нарушается устойчивость нормального развития. Разрушение нормы превышает долю неадаптивной изменчивости. Подобные явления характерны для большинства синантропных и особенно городских популяций птиц и были обнаружены Д.В. Владышевским (1973, 1975). По данным А.И. Ильенко (1976), в московских популяциях домового воробья частичный альбинизм, сопровождающийся резким понижением жизнеспособности, охватывает 1,2% самцов и 2,9% самок. Это примерно на два порядка превышает суммарную частоту всех aberrаций окраски птиц

из естественных местообитаний (Вахрушев, Раутиан, 1992). Еще сильнее дестабилизирована норма голубя, важной причиной которой является скрещивание с домашними породами. Доля aberrаций окраски среди московских голубей составляет 10%, в то время как в сельской местности доля aberrаций ничтожно мала. Процесс линьки у голубя становится круглогодичным, как и репродуктивный период.

Дестабилизация адаптивной нормы стимулирует формирование новых филогенетически значимых адаптаций. В городских популяциях голубя сформировался устойчивый полиморфизм. Особи черночеканной формы вдвое превосходят по жизнеспособности особей "дикой" сизой морфы, проигрывая им во столько же раз в конкуренции за участие в гнездовании (Обухова, Креславский, 1985).

Все это свидетельствует об определенном несоответствии филогенетической специализации (фундаментальной ниши) городских видов и характером ее использования (реализованной ниши) в исторически нетипичных условиях. Нарушения адаптивной нормы говорят о том, что многие виды птиц проникли в город благодаря ослабленной конкуренции в новом ландшафте. Но даже проникнув в него, они не находят адекватной новым условиям адаптации в рамках прежней фундаментальной ниши и в некоторых случаях становятся на путь эволюционных преобразований (Вахрушев, Раутиан, 1992).

Характерна и высокая неопределенность городской орнитофауны. За исключением небольшого числа обычных обитателей фауны разных городов чрезвычайно похожи друг на друга. Так, в большинстве городов Западной Европы обычны галки, но, например, в Ростове-на-Дону они проникли совсем недавно. Зато в Ростове-на-Дону обычна сорока, которая редка в других городах (Савицкий и др., 1998).

Столь же неопределенны и ценоотические связи птиц большого города. Исторически нетипичная среда должна составлять даже специализированные виды вести себя как экологически неспециализированные, неспособные реализовать свою филогенетическую специализацию в конкретной жизнедеятельности.

Экологические ниши городских птиц сильно перекрываются даже у таксономически далеких видов. По исследованиям А.А. Вахрушева (Вахрушев, Раутиан, 1992) предпочитаемый размер корма у голубя, вороны и воробья различен, но реальное потребление разноразмерного корма оказалось сходным. Общее перекрытие экологических ниш этих видов по распределению, способам обнаружения и потребления кормов разного размера и состава оказалось в среднем 0,54 (по Шеннону), а между голубем и воробьем – 0,76. В нативных сообществах такое перекрытие реализованных ниш характерно для близкородственных видов, а не для представителей разных семейств и отрядов, как оказалось в городе. Столь высокое перекрытие реализованных ниш не может не вызывать конкуренции в критические периоды, например, при низких температурах и обильных снегопадах зимой. Установлена четкая обратная зависимость между выживанием воробьев и обилием голубя (коэффициент корреляции – 0,73). В естественных условиях конкуренция снята, а пространство ресурсов поде-

лено между членами сообщества в процессе коадаптивной эволюции. В городе птицы оказываются в положении неспециализированных форм, способных избежать конкуренции в критические периоды. Таким образом, группировки городских птиц обладают низкой эндогенной устойчивостью. Неопределенность реакций отдельных популяций и видов, пониженная конкурентоспособность популяций с нарушенной адаптивной нормой, неопределенность состава биоты и ценотических отношений ее членов приводят к тому, что такие группировки не в состоянии, в отличие от нативных сообществ, противостоять вселению чуждых видов. Это обуславливает постоянную сортировку и смену состава видов, столь характерную для антропогенных ландшафтов в целом.

Такие экологические особенности городских птиц позволяют сделать вывод о необходимости экотоксикологического контроля состояния их популяций. Изменения в стратегии размножения по изложенным выше причинам и воздействие тяжелых металлов могут непредсказуемо воздействовать на те или иные популяции городских птиц. В частности в г. Ростове-на-Дону наблюдается снижение численности популяции городской ласточки, которая практически исчезла, идет сокращение численности домового воробья. Причины этих явлений могут быть сложны и неоднозначны, однако исключить прямое или косвенное воздействие токсических субстанций невозможно.

Экотоксиканты в городских птицах

Современные крупные города с развитым промышленным производством характеризуются высокой степенью загрязнения тяжелыми металлами и другими веществами (Безуглая и др., 1991). Города можно рассматривать в качестве техногенных геохимических провинций (Саег и др., 1981), которые оказывают влияние и на химизм биоты.

На примере голубей и воробьев установлено (Getz et al., 1979; Kendall, Scanlon, 1981), что у городских популяций птиц концентрации свинца в 6–8 раз были больше, чем у птиц, обитающих в сельскохозяйственных биотопах. Это связано прежде всего с различиями в уровнях загрязнения свинцом городских и пригородных местообитаний. Синантропные популяции сизых голубей используются в мониторинге техногенных загрязнений (Drasch, 1987; Ваничева, 1997).

Наши исследования с соавторами (Beteja et al., 1993; Lebedeva et al., 1995) в Верхней Силезии показали, что камышницы *Gallinula chloropus*, зимующие на индустриальном водоеме с высоким уровнем загрязнения тяжелыми металлами, выводили из организма с экскрементами большие количества хрома (20,5 мкг/г), марганца (1117 мкг/г), кобальта (1,3 мкг/г), свинца (37,1 мкг/г), никеля (7,7 мкг/г) и меди (11,8 мкг/г), при этом их пища также была сильно загрязнена данными металлами.

На мухоловке-пеструшке и большой синице Е.А. Бельский с соавторами (1995а,б) установили, что содержание тяжелых металлов в

экскрементах и пище птиц связано со степенью загрязнения биотопа экотоксикантами и обуславливало их накопление в организме птиц.

Мы исследовали накопление тяжелых металлов в костях птиц г. Ростова-на-Дону. Были зарегистрированы максимальные концентрации следующих металлов у разных видов городских птиц (мкг/г сухого вещества): Pb – 30,5 (сизый голубь), Mn – 30,6 (полевой воробей), Ni – 10,8 (пеночка-теньковка), Zn – 155 (лысуха), Cu – 11,6 (сизый голубь), Al – 44,3 (сизый голубь), Cr – 14,7 (сорока).

Анализ накопления тяжелых металлов был проведен в костях птиц разных экологических групп: 1) водные и наземные и 2) рыбацкие и хищные, зерноядные наземные, растительноядные водоплавающие, насекомоядные и всеядные. Только накопление никеля достоверно зависело от типов питания и экологических групп. Накопление этого металла слабо коррелировало с массой тела ($r = 0,37$, $P = 0,01$), причем в костях мелких птиц никель накапливался в относительно больших концентрациях, чем у крупных. Слабая обратная корреляция установлена для меди и массы тела птиц ($r = -0,33$, $P = 0,041$). Получены уравнения линейной регрессии: для никеля $y = 1,53x - 0,64$, для меди $y = 9,49 - 2,49x$, где x – масса тела, y – концентрация металла.

На основании факторного анализа выявлено, что наибольший вклад в изменчивость содержания металлов в костях вносят медь, марганец, хром и алюминий. Это свидетельствует также о том, что эти металлы наиболее сильно варьируют в городской среде и определяют своеобразие городских птиц. Изменчивость свинца и цинка, напротив была относительно невысока, так как Ростов-на-Дону характеризуется повышенными уровнями в окружающей среде именно этих металлов.

Как было показано выше, повышенные уровни содержания в яйцах, скорлупе, эмбрионах и птенцах сороки характерны для некоторых металлов в городских биотопах по сравнению с пригородными, менее загрязненными.

Таким образом, городские популяции, в частности врановых птиц, на протяжении многих лет жизни прочно привязанные к определенным гнездовым участкам, оказываются в худших условиях обитания по сравнению с популяциями, гнездящимися и кормящимися за пределами крупных городов. Примером может быть гнездовая популяция грача в г. Ростове-на-Дону (Лебедева и др., 1995в; Лебедева, Рубцова, 1995).

Для выяснения причин и механизмов динамики численности необходим постоянный экотоксикологический мониторинг городских популяций.

Накопление тяжелых металлов в детритной трофической цепи

Нами исследовано содержание тяжелых металлов в детритной трофической цепи, условными звеньями которой были выделены: почва – опад – дождевые черви – грачи. Исследования проведены на территории г. Ростова-на-Дону и его окрестностей.

**Таблица 25. Средние концентрации тяжелых металлов
в почвенных образцах из г. Ростова-на-Дону (в мг/г сух. в.)**

Место исследования	Металлы ($\frac{\text{Валовая}}{\text{Подвижная}}$ формы)							
	Pb	Mn	Ni	Cu	Al	Mo	Co	Cr
Город	<u>52,6</u>	<u>323,0</u>	<u>19,6</u>	<u>16,6</u>	<u>211,2</u>	<u>9,5</u>	<u>3,93</u>	<u>118,0</u>
		11	0,88	1,95			0,21	0,36
Пригород	<u>51,9</u>	<u>245,5</u>	<u>20,2</u>	<u>24,0</u>	<u>185,0</u>	<u>8,2</u>	<u>3,97</u>	<u>150,4</u>
		24	0,30	0,22			0,07	0,03

Сельскохозяйственная зона юго-запада Ростовской области расположена на карбонатных азовских черноземах. Сравнение данных почвенных образцов, полученных нами в местах гнездования грачей, с фоновыми уровнями концентраций элементов показало, что исследованные почвы загрязнены свинцом, кобальтом, мышьяком (валовые формы), а также подвижными формами цинка и меди.

Отмечены высокие уровни загрязнения почв мышьяком и хромом. Почва способна аккумулировать высокие концентрации экотоксикантов различной химической природы. Почвы г. Ростова-на-Дону характеризуются высоким разнообразием поллютантов, поступающих в окружающую среду от многих источников (промышленность, автотранспорт). В исследовании проведено сравнение загрязнения городских почв (скверы и парки) и луговых (Левый берег Дона) из пунктов, где размещались колонии грачей.

Была получена информация о валовом и подвижном содержании элементов в почвах. Валовое содержание некоторых металлов превышало фоновые (молибден, свинец, цинк). Содержание других металлов было ниже или близко к фоновому их содержанию в почвах. Повышенное накопление цинка связано с высокой сорбционной емкостью карбонатных черноземов (Minkina et al., 1997). Высокая концентрация органики в черноземе способствует накоплению свинца, так как он способен образовывать комплексы с органическими соединениями. Низкие уровни некоторых металлов в луговых почвах по сравнению с черноземными могут быть объяснены пойменными процессами вымывания металлов (табл. 25).

Содержание тяжелых металлов в почвенной подстилке было меньше, чем в почве, как в городских, так и пригородных биотопах.

Анализ территориальной структуры городской и пригородной популяции грача исследован в г. Ростове-на-Дону и его окрестностях. Колониальное гнездование доминировало и в городских и пригородных биотопах. Городская популяция характеризовалась преобладанием небольших колоний, тогда как за пределами города грачи образовывали огромные колониальные поселения. Максимальное число гнезд в колонии, зарегистрированное в 1993 г., в городе составило 165, а 944 гнезда было обнаружено в одной из колоний за пределами Ростова-на-

Таблица 26. Концентрации металлов в почве, почвенной подстилке, дождевых червях, костях грачей из городских и пригородных биотопов г. Ростова-на-Дону (в мкг/г сух. в)

Образец	Биотоп	Pb	Co	Mn	Ni	Cu	Al	Cr
Почва	Город	52,58*	3,93	323,0	19,6	16,6	211,2	118,0
		(9,9)	(3,61)	(116,4)	(14,0)	(4,9)	(53,5)	(37,3)
	Пригород	51,9	3,97	245,5	20,2	24,03	185,0	150,4
		(3,3)	(0,75)	(57,1)	(11,5)	(6,5)	(44,9)	(61,4)
Подстилка	Город	13,45	0,001	12,5	5,6	9,93	29,0	7,41
		(2,4)	(0)	(1,15)	(6,24)	(8,98)	(9,9)	(6,43)
	Пригород	16,3	0,001	12,0	1,2	8,1	23	13,3
		1	1	1	1	1	1	1
Черви	<i>L. terrestris</i>	15,2	1,19	46,0	4,45	19,4	40,4	24,8
		(8,63)	(1,53)	(2,55)	(0,49)	(23,8)		(17,5)
	<i>N. roseus</i>	12,35	0,47	31,2	7,3	16,05	36,7	24,8
		1	1	1	1	1	1	1
Копролиты	Город	7,2	0,001	2,8	2,5	0,9	30,2	13,1
		1	1	1	1	1	1	1
	Пригород	12,5	1,11	28,8	3,1	37,1	20,6	31,1
		1	1	1	1	1	1	1
Грачи (кости)	Молодые	16,9	0,001	17,6	11,2	9,12	33,8	11,0
		1	1	1	1	1	1	1
	Город	7,9		12,7	1,75	3,6	36,8	5,63
		(6,4)		(12,5)	(0,45)	(3,38)	(28,2)	(3,7)
	Взрослые	8,69		5,7	2,78	4,77	19,8	8,83
		(6,15)		(4,89)	(1,46)	(2,5)	(9,6)	(5,29)
	Пригород	4,54		4,8	2,09	2,31	23,5	4,98
		(4,9)		(5,0)	(1,1)	(1,9)	(12,7)	(6,1)
	Все (молодые и взрослые)	8,38		8,48	2,14	4,3	26,6	7,55
		(5,89)		(8,86)	(1,39)	(2,8)	(19,9)	(4,8)1
	Пригород	4,54		4,84	2,08	2,31	23,5	5,0
		(4,9)		(4,99)	(1,05)	(1,94)	(12,7)	(6,1)
Экскременты	Город	5		5	5	4	5	
		6,91		2,4	2,42	2,88	38,9	1,24
	(9,8)		(0,75)	(1,46)	(2,1)		(1,16)	
	Пригород	0,29	1,31	9,54	0,9	0,43	35,5	1,1
(0,44)			(12,7)	(0,69)	(0,16)		(0,85)	
		3	1	3	3	3	3	

* Средняя (стандартное отклонение) число совокупных проб.

Дону. Колонии размещались неравномерно по городской территории. В старой части города, в большей степени загрязненной экотоксикантами (химическое предприятие "Эмпилс", завод по производству цинковых белил), было больше колоний, чем в новостройках на окраинах города, где крупные источники загрязнения отсутствовали.

Дождевые черви входят в состав пищевого рациона грачей в репродуктивный и пострепродуктивный период. Как показали наблюдения, грачи местной популяции собирают дождевых червей на газонах в весенний период и практически переходят на этот вид корма после обильных дождей, когда черви поднимаются на поверхность почвы. В это время в городе можно наблюдать птиц, кормящихся дождевыми червями на газонах и асфальтированных тротуарах. Однако пищевой рацион этого вида птиц гораздо разнообразнее. Мы рассматривали дождевых червей как один из источников поступления тяжелых металлов к птицам.

Концентрации свинца, кобальта, марганца, никеля, меди, алюминия и хрома были выше в червях, собранных в городе, по сравнению с концентрациями соответствующих металлов в червях из пригорода (табл. 26).

Таким образом, городские дождевые черви сильнее загрязнены тяжелыми металлами. Копролиты городских червей более загрязнены кобальтом, марганцем, медью и хромом.

Сравнение распределений тяжелых металлов в скелете молодых (для исследования были использованы мертвые, выпавшие из гнезд птенцы) из городских колоний показало, что молодые птицы в городе больше накапливают марганец и алюминий.

В целом грачи из городской популяции сильнее загрязнены тяжелыми металлами, чем обитатели пригородных биотопов. Концентрации тяжелых металлов в экскрементах грачей были выше, чем в самих дождевых червях и их копролитах (см. табл. 26). Экскременты городских птиц более загрязнены тяжелыми металлами (исключая марганец), чем экскременты грачей из пригородных биотопов. Значимые различия были обнаружены для концентрации меди в экскрементах грачей из различных местообитаний по критерию Краскела-Уоллиса ($P = 0,0381$).

Накопление свинца в скелете птиц свидетельствует о хроническом воздействии свинца в городских экосистемах на популяцию.

Глава 5

ГЕОГРАФИЧЕСКИЕ ПОПУЛЯЦИИ ПТИЦ В УСЛОВИЯХ ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Популяции птиц и их иерархия

Применительно к птицам проведение экотоксикологических популяционных исследований стало возможным благодаря разработанности в России экологии географических и локальных популяций птиц, созданной на протяжении полувека трудами А.С. Серебровского (1926), А.Н. Промптова (1930, 1934, 1936), Г.П. Дементьева (1934, 1940, 1946, 1948, 1952, 1957), Ю.С. Исакова (1948, 1949, 1963), а в последствии работами Н.П. Наумова (1963, 1967, 1972, 1973), И.А. Шилова (1985, 1987), Г.Н. Симкина (Симкин, Ильичев, 1965; Симкин, 1986, 1988), Н.П. Дубинина (1966), В.М. Поливанова (1981, 1995) и многих других орнитологов.

Проследить иерархию популяционных группировок у птиц труднее, чем у других позвоночных, т.к. они из всех наземных представителей этого типа наиболее подвижны, однако привязанность птиц к определенным гнездовым территориям (гнездовой консерватизм) приводит к тому, что видовая популяция подразделяется на ряд соподчиненных группировок различных рангов. Это подразделение специфично для разных видов. В.М. Поливанов (1981, 1995) предложил следующую схему внутривидовых группировок видового населения птиц: видовая популяция – подвидовые популяции – географические популяции – местные популяции – микропопуляции. Микропопуляции мало обособлены друг от друга и легко смешиваются между собой, хотя отличаются одна от другой по деталям экологии. Местные популяции – минимальная самовоспроизводящая единица, способная к длительному самостоятельному существованию, – независимая популяция по терминологии В.Н. Беклемишева (1960). Каждая местная популяция занимает участок территории со сходными экологическими условиями, на котором у видов, образующих стаи, возможно формирование общих осенних стай. Величина его определяется видовыми особенностями птиц и может варьировать в широких пределах. Местные популяции птиц могут быть в различной степени изолированы друг от друга и образуют функциональный комплекс популяций – географические популяции. Последние различаются между собой по многим признакам, но для перелетных видов прежде всего оседлостью или перелетностью, степенью перелетности, направлением или длиной миграционных путей и местами зимовок (Поливанов, 1984). Географические популяции могут соответствовать подвидовым и даже видовым популяциям. Подвидовые популяции имеют более или менее выраженные морфологические отличия.

Последние исследования в этой области привели к появлению совершенно нового подхода – применению географического популя-

ционного анализа в рассмотрении биоразнообразия с использованием компьютерной системы картографирования GIS (Geographical Information Systems) (Maurer, 1994). В.А. Maurer рассматривает следующую иерархию географических популяций: локальные популяции (занимают участки в ландшафте) – метапопуляции (ландшафт) – региональные популяции (специфические биомы, например степи, прерии). Однако в популяционном географическом анализе есть несколько ограничений. Виды отличаются по варьированию степени генетической дифференциации локальных популяций в разных географических регионах. Некоторые виды могут быть морфологически и генетически однородны, другие сильно варьируют в пространстве.

Таким образом, существует глубокая теоретическая основа представлений о структуре вида у птиц и о географических популяциях в частности, которая позволяет нам предположить, что возможно формирование химического своеобразия географических популяций на основе исторических адаптаций к геохимическому своеобразию ландшафта, а также существование экологической и индивидуальной изменчивости при воздействии на локальные популяции экотоксикантов различного типа.

В качестве одного из модельных видов для изучения географических популяций была выбрана большая синица. Этот вид, занимая огромный ареал, обладает высокой степенью внутривидовой и географической изменчивости многих признаков (Лебедева, 1990, 1991, 1992а,б, 1993; Бояринова, Лебедева, 1993). Нас интересовали три аспекта этой изменчивости, в итоге связанные между собой: химический состав особей из разных географических популяций, географические особенности пищевого рациона и изменчивость роста и развития птенцов.

Была обработана информация по 21 пункту, к анализу привлечены близкие виды, выделяемые ранее в подвиды *Parus minor* и *P. bokharensis*. Параметры трофической ниши большой синицы определяли по доле в рационе птенцов основных кормовых объектов: личинок, куколок и имаго *Lepidoptera*, *Arachnoidea*, *Diptera*, *Hemiptera*, *Hymenoptera*, *Coleoptera* и *Orthoptera*, а также семян и плодов растений. Факторным анализом определили наиболее характерные компоненты в структуре ниши. Специфика ниши определялась уменьшением доли личинок *Lepidoptera* и увеличением доли *Coleoptera*, *Diptera* и *Orthoptera*, а также наличием семян в питании птенцов. Географическая широта местообитания популяции играла более важную роль в изменчивости ниши, чем долготы и биотопические особенности (лиственные, хвойные и смешанные леса). С помощью многомерного графического (рис. 31) и кластерного анализа определяли сходство и различие трофических ниш для географических популяций и близких видов. Лишь на последнем этапе кластеризации происходит присоединение номинального подвида *P. b. bokharensis*, обладающего наиболее оригинальным пищевым спектром с преобладанием в питании *Coleoptera*, *Diptera* и *Orthoptera*.

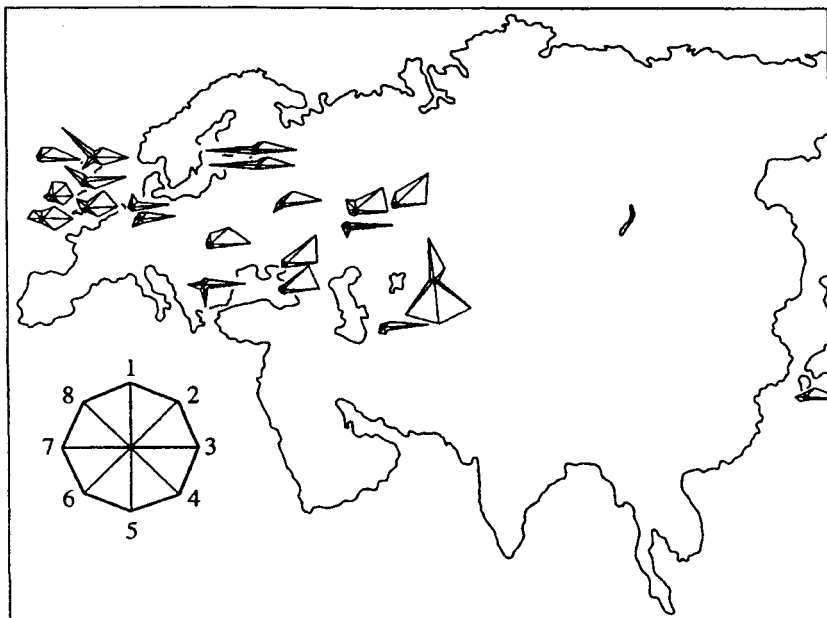


Рис. 31. Географическая изменчивость трофической ниши большой синицы и близких видов (по птенцовому питанию)

1 – семена, 2 – Lepidoptera, 3 – Arachnoidea, 4 – Diptera, 5 – Hemiptera, 6 – Hymenoptera, 7 – Coleoptera, 8 – Orthoptera

Географически близкие подвиды *P. b. bokharensis* и *P. b. turqestanicus* сильно отличаются по структуре питания.

Европейские популяции *P. major* распределились в четыре достаточно однородные группы: британскую, северную (ленинградская популяция), балканскую и центрально-европейскую. К центрально-европейским популяциям (нидерландская, карпатская, сюда попала и московская) по структуре трофической ниши близка японская популяция *P. minor*, сходство которой с уральскими популяциями низко.

К центрально-европейским популяциям примыкают очень близкие между собой азиатские популяции: предуральская *P. major* и восточно-каракумская *P. b. turqestanicus*. Азиатские популяции *P. major* из Предкавказья (новороссийская и ростовская) и Южного Урала (челябинская и ильменская) более близки по строению ниши между собой, чем с центрально-европейскими и балканской популяциями. Это объясняется высокой долей паукообразных в пище птенцов азиатских популяций.

Химические различия географических популяций будут обуславливаться прежде всего различиями в характере питания и геохимическими особенностями ландшафта. Эти различия в сочетании с

климатическими факторами, имеющими географические закономерности, будут сказываться и на популяционных характеристиках, таких, как скорости роста птенцов, продуктивность, выживаемость. В сочетании с экстремальными условиями факторы загрязнения среды будут оказывать более мощное негативное воздействие на популяцию.

Популяции птиц в условиях загрязнения

Камышница на загрязненных водоемах. Популяции многих видов птиц, обитающие на протяжении всего жизненного цикла или его части, периодически в загрязненной среде претерпевают многие изменения. С одной стороны, это негативные воздействия экотоксикантов, оказывающих влияние на репродуктивный потенциал и жизнеспособность популяции, а с другой – смена жизненных стратегий.

Мощные изменения, совершающиеся очень быстро, претерпевает камышница, европейская популяция которой уже захвачена процессом урбанизации. Начиная со второй половины XIX века наблюдается расширение репродуктивного ареала камышницы, в частности в Северной Европе. Расширяется также ареал зимования этого вида (Engler, 1980; Курочкин, Кошелев, 1987). В 80-е годы нашего столетия установлено зимование камышницы на индустриальных водоемах в Верхней Силезии (Западная Польша), при этом гибель птиц во время суровых зим не отмечена. В течение нескольких последних лет сформировалась зимующая популяция камышниц, предпочитающая проводить зимовку на сточных водах р. Темерник в г. Ростове-на-Дону.

Предполагается, что зимовка в индустриальном ландшафте способствует росту численности локальной популяции. При этом на успех зимовки, по-видимому, влияют доступность корма, наличие мест для ночевки, а также малый пресс хищников. Успешность освоения трансформированного ландшафта зависит также от способности вида менять способы и места добывания кормов. Не менее важным оказывается отношение птиц к факторам беспокойства, порог реакции который заметно выше у урбанизированных популяций.

Целью нашего исследования было изучение особенностей пищедобывательного и некоторых групповых форм поведения в стае камышниц, зимующей на индустриальном водоеме в Верхней Силезии (Польша).

В январе 1992 г. численность стаи камышниц на водоеме варьировала от 0 до 50 особей. В первой декаде низкие температуры воздуха вызвали уменьшение поверхности открытой воды за счет образования льда, что способствовало скоплению птиц на незамерзающем водоеме. Во второй декаде января, когда температура воздуха стала возрастать и началось таяние льда, стая продолжала держаться на водоеме. С 21 по 25 января, когда появились свободные ото льда водоемы, пригодные для питания камышниц, численность камышниц в месте наблюдения стала падать.

В стае преобладали молодые птицы. Среднее соотношение мо-

лодых и взрослых особей было 1,56. Соотношение молодых и взрослых особей во второй декаде января варьировало от 0,89 до 1,56. После понижения температуры воздуха в конце января доля молодых птиц на водоеме возросла, что изменило соотношение между молодыми и взрослыми в стае до 4,06.

В сильные морозы, когда часть водоема была покрыта льдом, большинство птиц концентрировались в зоне, полностью свободной ото льда. После таяния льда во второй декаде января на водоеме появились новые благоприятные для питания камышниц места: открытая вода приблизилась к растительности в зонах, где до этого момента камышницы не кормились. После таяния льда птицы концентрировались в центральных зонах, где находились 63,05% от всех наблюдавшихся камышниц. В периферийной зоне, где было отмечено 4,36% птиц, доля молодых была самой низкой по сравнению с другими участками водоема и доминировали взрослые.

Среди наблюдавшихся форм поведения у камышниц преобладало питание – 66,03%. Более половины всех птиц (58,8%) питались на воде, остальные на берегу в растительности. Но птицы чаще добывали корм с поверхности воды, реже из толщи воды. Камышницы перемещались против течения, захватывая плавучие по течению пищевые объекты. Проплыв несколько метров, камышница разворачивалась и плыла вниз по течению к тому месту, где водоем расширялся. Затем вновь начинала кормиться, перемещаясь против течения. Птицы, которые перемещались без питания, составили 17,46% всех наблюдавшихся особей. На водоеме камышницы перемещались, чаще всего плавая (74,8% всех перемещавшихся особей без питания, $n = 584$). Низкой была доля отдыхающих (5,47%), чистящих перья (4,63%) и купающихся птиц (1,58). Агрессивное поведение было очень редким (0,3%).

В утренние часы (с 8 до 10) доля кормящихся птиц была максимальной. До 11 часов агрессивных контактов между камышницами не было, это поведение наблюдали во второй половине дня. К концу светлого времени суток доля кормящихся птиц постепенно уменьшалась с 98,06% (8–9 часов) до 34,69% (16–17 часов). Перед наступлением темноты птицы обычно плавали по водоему, не питаясь. Между 14 и 15 часами отмечено максимальное количество отдыхающих, чистящих перья и купающихся птиц. С изменением температуры воздуха поведение камышниц менялось ($\chi^2 = 325, 162$; $df = 6$ $P < 0,001$ для распределений камышниц по формам поведения при температурах ниже 0°C и выше $+4^\circ\text{C}$ и $\chi^2 = 540,44$ $df = 6$ $P < 0,001$ при температурах в интервале от 0°C до $+4^\circ\text{C}$). Максимальную долю (77,76%) кормящихся особей среди птиц на водоеме в месте исследования наблюдали в интервале изменения температуры воздуха от 0°C до $+4^\circ\text{C}$. При отрицательных температурах камышницы перемещались, преимущественно плавая (97,66% всех локомоций), тогда как при положительных температурах не было большой разницы в способе перемещения. При температурах воздуха от $+4^\circ\text{C}$ до $+10^\circ\text{C}$ птицы чаще, чем при более низких температурах, ходили по берегу, илу или воде, отдыхали и проявляли агрессию.

Возрастной фактор не оказывал существенного влияния на активность питания камышниц. Также не различалась активность питания старых и молодых особей при разных способах добывания корма с поверхности и из толщи воды. Средняя активность питания за минуту составила $26,717 \pm 0,71$ схватываний частиц пищи ($n = 467$, среднее \pm ст. ош.). В течение дня активность сбора корма менялась ($F = 40,466$; $P = 0,0023$). Минимальная активность питания была с 16 до 17 часов ($14,637 \pm 02,72$, $n = 8$), а максимальная – в 9–10 ($30,857 \pm 01,54$, $n = 92$) и между 11 и 12 часами ($30,107 \pm 02,20$, $n = 77$). Активность добывания корма с поверхности воды менялась в течение дня ($F 40,438$; $P = 0,0018$), так же как активность добывания корма в воде ($P < 0,0001$). В 12–13 часов активность собирания корма с поверхности воды снижалась, тогда как из воды камышницы добывали корм более активно. Между частотами разных способов добывания пищи была умеренная отрицательная корреляция ($r = -0,4331$; $n = 447$; $P < 0,0001$). Камышницы обычно переключались с одного способа добывания корма на другой, хотя могли одновременно сочетать оба способа в зависимости от типа проплывающего корма.

Камышницы, зимующие на индустриальных водоемах, концентрируются прежде всего на водоемах, не замерзающих даже при сильных морозах. Появление таких водоемов, которые пополняются теплыми индустриальными и бытовыми водами, является одним из важных условий успешной зимовки камышницы. Наиболее вероятно, что с этим фактором связано расширение ареала зимования камышницы на север. Установлено (Кошелев, 1988), что крупная зимовка камышницы на Украине (Одесса) появилась после строительства системы биологической очистки воды, в чеках которой вода не замерзала.

Мы установили, что бюджет времени зимующих камышниц не был напряженным, так как складывался не только из времени, затраченного на поиски пищи и питание. В утренние часы кормилась почти вся стая и активность питания была максимальной, однако вечером – только 1/3 всех особей, причем активность питания была низкой. Это свидетельствует о том, что на водоеме, где зимовали птицы, обилие корма было достаточным для выживания даже тогда, когда прибрежная растительность была покрыта снегом и птицы питались только на воде. Это было связано главным образом с благоприятным температурным режимом водоема.

На водоеме, где были проведены наблюдения, камышницы предпочитали определенные зоны. Наиболее привлекательными для них явились участки, берега которых были покрыты густой растительностью. Это позволило птицам быстро скрываться в ней в момент опасности.

Описанные факторы: наличие незамерзающего водоема, близость мест кормежки, укрытий и ночевки, относительно высокая толерантность к стрессу, наличие групповых форм поведения гарантировали успешность зимования камышниц на изученной территории (Лебедева и др., 1998).

Важным условием выживания камышниц на зимовке является способность особей выбирать оптимальные способы поиска и добывания

пищи. Наблюдения за питанием камышницы показали, что птицы чаще добывали корм на воде, чем на берегу. Питаясь на воде, камышницы предпочитали собирать корм с поверхности, нежели из толщи воды, что вероятно связано с большей эффективностью первого способа. Однако камышницы могли быстро переключаться с одного способа добывания пищи на другой в зависимости от уровня и температуры воды, времени дня и доступности корма.

Особенности поведения камышниц, их способность адаптироваться к изменяющимся условиям обитания, менять места зимовки в зависимости от наличия незамерзающего водоема и тяга к загрязненным сточными водами местообитаниям, позволяют рассматривать этот вид в качестве модельного в популяционной экотоксикологии. Мы использовали неdestructивные методы при изучении воздействия загрязнения тяжелыми металлами на зимующую популяцию камышницы, анализируя пищевые объекты и экскременты.

Популяция полевого воробья. Изменчивость популяционных показателей, характеризующих успешность реализации популяции в загрязненной среде обитания, изучали в 15 км от Варшавы, в окрестностях сел Ломянки, Дзиеканов Польский, Киелпин и Дзиеканов Лесний (Польша).

Анализ путей загрязнения полевых воробьев пестицидами и ПХБ, обитающими в Дзиеканове Леснем и Киелпине, рассмотрены выше. Цель дальнейшего исследования, кроме определения экотоксикантов, состояла в изучении популяционной изменчивости в разных местообитаниях в период размножения. В этой главе мы рассмотрим особенности размножения полевых воробьев не только в селах Дзиеканов Лесний и Киелпин, о которых речь шла выше, но и в селах Дзиеканов Польский, где воробьи гнездились во дворах частных домов и на приусадебных участках, и Ломянки, где дулянки были вывешены вдоль оживленной междугородной автомагистрали и подвергались воздействию выхлопных газов автомобилей.

Полевые воробьи размножались трижды за один сезон. Величина первых кладок существенно не отличалась на разных участках ($F = 0,64$; $df = 3 + 63$; $P = 0,5922$), так же как успех размножения ($F = 2,06$; $df = 3 + 63$; $P = 0,1147$). Однако продолжительность развития птенцов варьировала достоверно между участками ($F = 3,896$; $df = 3 + 51$; $P = 0,0139$), при этом в Киелпине птенцы покидали гнезда раньше, чем Дзиеканове Леснем (табл. 27).

Во время второго цикла размножения было обнаружено существенное варьирование величины кладки между участками ($F = 2,899$; $df = 3 + 38$; $P = 0,0430$), тогда как успех размножения и продолжительность развития птенцов в гнезде существенно не отличались на разных участках ($F = 2,229$; $df = 3 \pm 38$; $P = 0,1005$) и ($F = 0,229$; $df = 3 + 38$; $P = 0,8756$), соответственно. Во время второго размножения в сезоне величина кладок в Киелпине была наименьшей (см. табл. 27).

Анализ объединенных выборок для трех циклов гнездования не выявил достоверных различий в варьировании величины кладки, продолжительности нахождения птенцов в гнездах и успешности размно-

Таблица 27. Величина кладки, продолжительность гнездового развития (сутки) птенцов полевого воробья на разных участках

Участок	Продолжительность развития птенцов в гнезде (1-й цикл)		Величина кладки (2-й цикл)	
	N	$\bar{x} \pm SD$	N	$\bar{x} \pm SD$
Дзиеканов Лесний	12	15,35 ± 0,10	9	5,33 ± 0,17
Дзиеканов Польский	22	14,4 ± 0,18	20	4,10 ± 0,27
Киелпин	11	14,28 ± 0,19	8	3,88 ± 0,55
Ломянки	10	14,90 ± 0,15	8	4,4 ± 0,4

Таблица 28. Длина яиц полевого воробья на разных участках (в мм)

Участок	Все циклы		2-й и 3-й циклы	
	N	$\bar{x} \pm SD$	N	$\bar{x} \pm SD$
Дзиеканов Лесний	166	19,34 ± 0,09	93	19,37 ± 0,13
Дзиеканов Польский	406	19,52 ± 0,04	204	19,51 ± 0,06
Киелпин	145	19,68 ± 0,07	62	19,89 ± 0,14
Ломянки	106	19,47 ± 0,08	28	19,62 ± 0,16

жения ($F = 2,128$; $df = 3 + 133$; $P = 0,07998$) ($F = 2,555$; $df = 3 + 113$; $P = 0,0590$) ($F = 2,28$; $df = 3 + 133$; $P = 0,0824$) соответственно. Однако применение непараметрического анализа Краскела-Уоллиса указало на значимые различия в варьировании продолжительности нахождения птенцов в гнездах на разных участках ($P = 0,0325$). Дольше всех птенцы находились в гнездах в Ломянках, где гнездовья располагались вдоль автотрассы.

Сравнительный анализ оологической изменчивости не выявил варьирования в степени пигментации яиц. На всех участках количество слабо пигментированных изменялось от 27,2% Дзиеканове Леснем до 31,3% в Киелпине ($n = 679$). Как правило, это были первые яйца в кладках.

Размеры яиц являются также очень важными характеристиками популяционного ответа на изменения в структуре популяции и условий размножения. Сравнение варьирования длины яйца для всех кладок выявило достоверное варьирование этого показателя между участками ($F = 3,575$, $df = 3 + 817$; $P = 0,0187$). При этом самыми длинными были яйца из Киелпина (табл. 28).

Для первого цикла варьирование длины яйца было несущественно ($F = 1,695$; $df = 3 + 430$; $P = 0,1672$), тогда как во вторых и третьих кладках размеры яиц существенно отличались между участками ($F = 3,308$; $df = 3 + 383$; $P = 0,0203$). В Киелпине длина яйца была максимальной (см. табл. 28).

Таблица 29. Изменчивость диаметра яиц полевого воробья

Участок	Диаметр яйца, мм					
	все циклы		1-й цикл		2-й + 3-й циклы	
	N	$\bar{x} \pm SD$	N	$\bar{x} \pm SD$	N	$\bar{x} \pm SD$
Дзиеканов Лесний	166	14,26 ± 0,03	73	14,17 ± 0,05	93	14,34 ± 0,04
Дзиеканов Польский	406	14,41 ± 0,02	202	14,32 ± 0,03	204	14,51 ± 0,03
Киелпин	145	14,25 ± 0,03	83	14,22 ± 0,04	62	14,28 ± 0,05
Ломянки	103	14,42 ± 0,08	76	14,36 ± 0,05	28	14,59 ± 0,09

Таблица 30. Кладковые потери у полевого воробья на разных участках (%)

Показатель	Дзиеканов Лесний	Дзиеканов Польский	Киелпин	Ломянки
Эмбриональные потери	3,8	2,56	6,54	6,25
Неоплодотворенные яйца	2,29	8,68	17,6	2,5
Общие кладковые потери	6,1	11,25	20,6	8,8
Объем выборки	131	311	107	80

Изменчивость диаметра яйца отражает популяционную структуру (размеры самок). Отмечено достоверное варьирование этого показателя для всех кладок ($F = 8,48$; $df = 3 + 819$; $P = 0,001$), для первых ($F = 3,856$; $df = 3 + 430$; $P = 0,0096$) и для объединенной группы вторых и третьих кладок ($F = 6,656$; $df = 3 + 382$; $P = 0,0002$). Минимальные средние размеры диаметра яйца были характерны для Киелпина и Дзиеканова Лесного (табл. 29).

Было проведено сравнение кладковых потерь для четырех участков. Оказалось, что эмбриональные потери варьировали от 2,56% в Дзиеканове Польском до 6,54% в Киелпине. Доля неоплодотворенных яиц изменялась от 2,29% в Дзиеканове Лесном до 17,6% в Киелпине. Общие кладковые потери были от 6,1% в Дзиеканове Лесном до 20,6% в Киелпине (табл. 30).

Анализ популяционных характеристик показал, что Киелпин по сравнению с другими участками Дзиекановым Польским и Варшавской улицей в Ломянках, отличается достоверно высокими кладковыми потерями. Доля неоплодотворенных яиц существенно выше в Киелпине (в 8 раз) по сравнению с другими участками. Доля эмбриональной смертности здесь также высока в сравнении с другими участками. Это может объясняться нарушениями сперматогенеза. Величина кладки здесь также достоверно меньше по сравнению с другими участками во время второго цикла гнездования. Следовательно, продуктивность по-

Таблица 31. Изменчивость популяционных характеристик в период размножения у полевого воробья на разных участках (три цикла)

Участок	Дата вылупления (различия) сутки		Продолжительность нахождения в гнезде сутки		Масса на 14-й день, г	
	N	$\bar{x} \pm SD$	N	$\bar{x} \pm SD$	N	$\bar{x} \pm SD$
Дзиеканов Лесний	125	0,43 ± 0,09	96	14,46 ± 0,10	76	19,10 ± 0,30
Дзиеканов Польский	256	0,62 ± 0,06	190	14,06 ± 0,07	114	16,88 ± 0,24
Киелпин	98	0,86 ± 0,10	81	14,21 ± 0,11	59	16,98 ± 0,34
Ломянки	73	0,45 ± 0,11	65	14,6 ± 0,12	60	19,96 ± 0,33

Таблица 32. Изменчивость популяционных характеристик в период размножения у полевого воробья на разных участках (три цикла)

Участок	Скорость роста		Раскрытие опахала		Финальный вес, г	
	N	$\bar{x} \pm SD$	N	$\bar{x} \pm SD$	N	$\bar{x} \pm SD$
Дзиеканов Лесний	133	0,53 ± 0,01	81	5,52 ± 0,25	90	19,19 ± 0,28
Дзиеканов Польский	247	0,50 ± 0,01	171	5,33 ± 0,17	194	17,88 ± 0,19
Киелпин	98	0,56 ± 0,01	71	5,05 ± 0,26	76	17,15 ± 0,30
Ломянки	79	0,53 ± 0,02	69	5,28 ± 0,27	72	19,83 ± 0,31

пуляции здесь будет существенно меньше, чем на других участках, особенно неудачным оказывается второй цикл размножения.

Рассмотрим особенности развития птенцов. Мы анализировали 6 показателей: 1) различия в дате вылупления между первым и последним птенцом в выводке; 2) продолжительность нахождения птенца в гнезде; 3) вес птенцов на 14-й день развития; 4) скорость роста птенцов; 5) степень раскрытия опахала 9-го первостепенного махового пера и 6) финальный вес птенца перед вылетом. Средние характеристики приведены в табл. 31 и 32.

Для всех показателей выявлены достоверные различия между участками: различия в дате вылупления между первым и последним птенцом в выводке ($F = 4,07$; $df = 3 + 546$; $P = 0,0071$); продолжительность нахождения птенца в гнезде ($F = 6,88$; $df = 3 + 428$; $P = 0,0002$); вес птенцов на 14-й день развития ($F = 26,33$; $df = 3 + 308$; $P < 0,0001$); скорость роста птенцов ($F = 6,75$; $df = 3 + 596$; $P = 0,0002$); степень раскрытия опахала 9-го первостепенного махового пера ($F = 7,20$; $df = 3 + 391$; $P = 0,0001$) и финальный вес птенца перед вылетом ($F = 17,95$; $df = 3 + 431$; $P < 0,0001$).

Анализ смертности и заболеваемости птенцов полевого воробья в гнездах показал, что на участке вдоль автомагистрали, где были зарегистрированы повышенные уровни свинца, заболеваемость выводков кишечными инфекциями, ослаблявшими птенцов, была высока. Если птенцы выживали, то их кондиция была хуже по сравнению со здоровыми птенцами: перья были загрязнены экскрементами, опухала перед вылетом были развернуты недостаточно, вес перед вылетом был существенно снижен, что сказывается на послегнездовой выживаемости. На этом участке эмбриональная смертность была высокой.

Однако по всем показателям процесс размножения полевых воробьев в Киелпине складывается наименее благоприятно по сравнению с птицами на других участках.

На этом участке выявлены достоверные статистические различия в популяционных характеристиках с другими территориями: размножающиеся самки, в среднем самые мелкие по сравнению с птицами из других биотопов (диаметр яйца), наиболее высока асинхронность вылупления птенцов и соответственно скорость роста, птенцы имеют меньший вес на 14-й день развития и в момент вылета из гнезда, менее раскрывшиеся опухала первостепенных маховых перьев. Все это может приводить к популяционным потерям на более поздних стадиях онтогенеза (Лебедева, 1994). Максимальная средняя величина разницы в вылуплении первого и последнего птенца в выводке характеризует наибольшую растянутость выхода птенцов из яиц в Киелпине по сравнению с другими участками. Признак весьма неблагоприятный для полевого воробья, отличающегося достаточно коротким периодом гнездового развития птенцов. Такая величина, например, для большой синицы или лазоревки, как показали наши исследования, не оказывает существенного влияния на судьбу птенцов после вылета из гнезда (Лебедева, 1994). А для полевого воробья разница в сутки между вылуплением старшего и младшего птенцов зачастую приводит к гибели последнего птенца. Дополнительным негативным показателем является и самая низкая средняя величина кладки в Киелпине. Все мельчайшие отклонения от средних популяционных характеристик в репродуктивном цикле суммируются и в итоге приводят к низкому выходу молодняка из гнезд, что в конечном счете сказывается на численности конкретной группировки птиц.

На основании популяционного анализа можно прийти к выводу, что популяция в Киелпине испытывает негативное воздействие неких факторов, которые перекрывают по степени влияния даже воздействие автострады на группировку полевых воробьев в Ломянках. Наши экотоксикологические исследования показали, что здесь в пище и экскрементах воробьев определяются и пестициды, и полихлорированные бифенилы, которые по своему воздействию могут оказывать сильные популяционные эффекты.

Введенные нами популяционные оценки просты и могут служить для регистрации кумулятивного токсического эффекта при воздействии токсических субстанций на популяции птенцовых птиц.

Глава 6

ГЕОХИМИЧЕСКИЕ МАРКЕРЫ ГЕОГРАФИЧЕСКИХ ПОПУЛЯЦИЙ ПТИЦ

Представления о биогеохимических провинциях

Явление изменчивости животных – одно из основных свойств организмов, оно охватывает весь комплекс структурных и функциональных признаков и имеет несомненную связь с динамикой численности популяций, однако изменчивость химического состава особей в популяции и специфичность популяций, обитающих в различных биогеохимических условиях, пока не рассматривалась на примере птиц.

В пределах любой географической или экологической популяции большинства видов животных имеет место значительная физиологическая изменчивость, т.е. неоднородность популяций животных, которая проявляется в тесном взаимодействии с окружающей средой (Калабухов, 1982).

Мониторинговые популяционные экотоксикологические исследования дали толчок к изучению накопления различных химических элементов и субстанций в локальных и географических популяциях птиц. От прикладной проблемы (загрязнения окружающей среды) появилась возможность перейти к теоретической проблеме исследования микроэволюционных процессов адаптации в локальных и географических популяциях под влиянием быстрых геохимических изменений среды обитания. Специфическая среда обитания обуславливает изменения в химическом составе особей в локальных и географических популяциях. Поиск таких маркеров позволит выявить также различия на разных популяционных уровнях. Особенно эта тема важна для популяционной оценки мигрирующих видов, в которых содержание тех или иных химических элементов или субстанций может свидетельствовать о накопившихся различиях, сохраняющихся при перемещении на большие расстояния.

Методологическим обоснованием является учение В.В. Ковальского (1960, 1962, 1982) о биогеохимической неоднородности, мозаичности среды обитания животных, о том, что обмен веществ у живых организмов (даже у представителей одного вида) в различных геохимических провинциях и зонах является неодинаковым.

Обзор роли химических элементов в жизни животных показывает, что для макроэлементов существенное значение имеет дефицит того или иного элемента в пище животных, для жизненно необходимых элементов как дефицит, так и избыток элемента, для остальных элементов, главным образом, избыток. В природных экосистемах избыток элементов или их дефицит встречается в биогеохимических провинциях. В.И. Вернадский дал определение понятия "биогеохимические провинции", учение о которых в последующем интенсивно

развивали А.П. Виноградов (1932, 1933, 1935, 1938, 1949, 1960, 1963, 1971) и В.В. Ковальский (1962, 1974, 1982). Формирование биогеохимических провинций тесно связано с накоплением и миграцией микроэлементов, которыми чаще всего называют элементы, содержащиеся в живых организмах в небольших количествах, и без которых жизнедеятельность затруднена или невозможна. Такое чисто количественное определение во многом условно, поскольку некоторые элементы одновременно могут быть макро- и микроэлементами.

В результате геологических и геохимических процессов, различно протекающих в различных зонах Земли, химический состав элементов биосферы – почв, организмов, природных вод – обнаруживает географическую неоднородность, носит мозаичный характер. Так, рассеянные химические элементы – микроэлементы – входят в состав многих биологически активных соединений (ферментов, гормонов, витаминов, пигментов и др.) или участвуют в их синтезе, то естественной является большая зависимость процессов обмена веществ, следовательно всех проявлений жизни, от концентрации и соотношения химических элементов в окружающей среде. Таким образом, геохимические факторы приобретают экологическое значение.

Как показал В.И. Вернадский, содержание, миграция и аккумуляция микроэлементов обусловлены всем комплексом природных факторов. Позже, разрабатывая идеи биогеохимического районирования, В.В. Ковальский рассматривал в единстве как геохимическую среду, так и физиологические и биохимические особенности организмов. При таком анализе выявляются связи между недостатком или избытком микроэлементов, их количественными соотношениями и состоянием живых организмов вплоть до появления эндемичных заболеваний, а результаты исследования служат основанием для биогеохимического районирования. В основу такого районирования В.В. Ковальский положил биогеохимические зоны и биогеохимические провинции.

Обмен веществ у живых организмов, даже у представителей одного и того же морфологического вида, в различных геохимических провинциях и зонах является неодинаковым. Некоторые закономерности геохимической экологии были выявлены В.В. Ковальским (1962): 1) изменения обмена веществ у организмов вызываются как недостатком, так и избытком химических элементов (особенно микроэлементов) в окружающей среде, 2) оптимальный синтез в организме биологически активных соединений, содержащих микроэлементы, происходит только в определенных пределах концентраций в организме и среде данных микроэлементов, 3) никогда в природе не действует изолированно один химический элемент, значение имеет соотношение между элементами, поэтому в организмах наблюдается не только усиление или ослабление отдельных процессов, но и дисфункция процессов обмена веществ, 4) в природе наблюдается определенная последовательность в проявлении биологических эффектов, вызываемых избытком или недостатком микроэлементов: в организмах изменяется содержание микроэлементов и соотношение между ними, наблюдаются изменения и дисфункции процессов обмена веществ – эндемичные изменения обмена веществ и

эндемичные заболевания, проявляется химическая и морфологическая изменчивость организмов, возникают биохимические и морфологические расы и разновидности. Закладываются виды, появляются эндемы, а в определенных условиях уродства.

Большое значение для понимания биохимических изменений обмена веществ и их классификации имеет биогеохимическое районирование территории Земли. Выделены биогеохимические зоны (Ковальский, 1962): таежно-лесная нечерноземная; лесостепная черноземная; сухо-степная, полупустынная и пустынная, горные зоны. Каждая зона имеет общую биогеохимическую характеристику. В каждой зоне биологические эффекты зависят от исторического развития зоны, от ее палеогеографии (включая геохимические процессы в их историческом развитии). В пределах каждой зоны имеются биогеохимические провинции, в которых различно комбинируются основные химические признаки зон, и провинции, иногда значительно обогащенные теми или другими микроэлементами, например Cu, Co, Mo, Mn, Zn, Pb, Ni, Sr, U, B, F. В горных зонах, где наблюдаются часто резкие различия химического состава почв отдельных провинций, встречаются максимальные биологические эффекты.

Всего на территории бывшего СССР В.В. Ковальский выделил четыре зоны, которые характеризуются единством зональности почвообразования, климата, миграции элементов и типом биологических реакций организмов на геохимические факторы среды.

Таежно-лесная нечерноземная зона. Реакции организмов в целом обусловлены недостатком кальция, фосфора, кобальта (73% всех почв), меди (70%), иода (80%), молибдена (53%), бора, (50%), цинка (49%), оптимальным содержанием марганца (72%), относительным избытком, особенно в поймах рек, стронция (15%).

Лесостепная черноземная зона. В этой зоне характерно оптимальное содержание кальция и кобальта (96% для серых лесных и 77% для черноземных почв), меди (72–75%), марганца (71–75%), иод, цинк, молибден сбалансированы другими элементами. Иногда только наблюдается недостаток подвижного марганца.

Сухо-степная, полупустынная и пустынная зоны. На живые организмы влияют повышенные уровни содержания сульфатов, бора (88%), цинка (76%), часто стронция (47%), молибдена (40%), низкое содержание меди (40%), иногда кобальта (52%).

Горные зоны. В горных почвах отношение и концентрация микроэлементов изменяются в широких пределах, поэтому возможны различные реакции организмов, но часто проявляется недостаток иода, кобальта, меди, цинка, хотя возможны варианты избытка меди, цинка, кобальта, молибдена, стронция и других элементов.

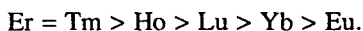
Геохимические маркеры популяций птиц

Мы поставили перед собой цель изучение изменчивости химического состава особей в популяциях двух видов с широким ареалом (большая синица, полевой воробей) на основе мультиэлементного

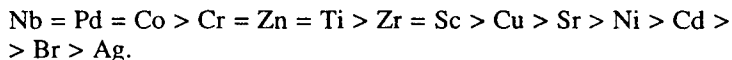
анализа и выявление специфичности (химических "маркеров") географических популяций этих видов, обитающих в различных биогеохимических условиях (Лебедева, 1999а).

Применение географического популяционного анализа стало новым методом исследования в биогеографии, разработанным на базе использования компьютерного картографирования и современного математического аппарата анализа популяционных процессов (Maurer, 1994). Для анализа географических популяций мы предлагаем новый оригинальный подход к анализу географических популяций, в основе которого лежат достижения популяционной экотоксикологии птиц (Лебедева, 1996). Суть его в использовании для анализа популяций птиц и их картографирования данных экотоксикологии – накопления экотоксикантов (тяжелых металлов, радионуклидов, пестицидов, диоксинов) локальными географическими популяциями. Новый подход включает использование методов биогеохимической индикации для анализа основной экологической и токсикологической информации о географических популяциях модельных видов птиц, а также о накоплении птицами экотоксикантов: тяжелых металлов (свинца, кадмия, никеля, меди, ртути и др.) и радионуклидов (стронция-90, цезия-137, плутония-239). Принципиально новым методическим приемом является использование экотоксикантов и микроэлементов по данным специальных химических анализов и мультиэлементного анализа в качестве биомаркеров географических популяций птиц, каждая из которых обладает своей биогеохимической индивидуальностью из-за различий геохимических ландшафтов и спектров экотоксикантов среды их обитания.

Концентрации микроэлементов достаточно стабильны (Покаряевский, 1985; Кривоулицкий, Покаряевский, 1990), поэтому наше внимание было обращено на микро- и ультраэлементы, встречающиеся в птицах в следовых количествах. Для объяснения связей между переменными применен факторный анализ, который выделил наиболее важные переменные, обладающие максимальным "весом" по своему вкладу в формирование первого фактора, объясняющего 77% дисперсии. На основании этого был получен ряд значимых ультраэлементов:



Среди микроэлементов важный вклад в изменчивость химического состава птиц вносят (99% дисперсии):



Большинство микроэлементов – загрязнители среды. Они могут служить маркерами для птиц, живущих на определенных территориях. Так, содержание стабильного Sr примерно в 2–8 раз было выше у птиц в Ростовской области по сравнению с вьетнамскими птицами. Полевые воробьи из Краснодарского края отличались большими концентрациями Sc и Ti, тогда как популяция этого вида из Московской области максимальными концентрациями Cd и Zr. Астраханские домовые воробьи характеризовались высоким содержанием Yb и Sc. Относительно

высокая концентрация Sc была у птиц этого вида из Краснодарского края. Различия в концентрациях одних и тех же элементов в птицах составляли от 10 до 1000 раз. Несмотря на различия в питании некоторых видов серии концентраций элементов сильно коррелируют у птиц, обитающих на одной территории. Особенно это характерно для вьетнамских и краснодарских птиц (коэффициенты корреляции Спирмена $r = 0,87$ и $r = 0,81$, соответственно). Анализ внутри- и межтерриториальной степени взаимосвязи химического состава полевых воробьев показывает ту же тенденцию. Серии элементов воробьев из тех же самых популяций сильнее связаны между собой (одесские – $r = 0,87$, Восточное Приазовье, Краснодарский край – $r = 0,81$) по сравнению с межтерриториальными связями ($0,38 < r < 0,74$).

Для того чтобы оценить биогеохимическую роль территории в формировании химического состава птицы, было проведено сравнение полевых воробьев из разных точек ареала. Величина коэффициента корреляции одинакова у полевых воробьев из разных точек Северного Кавказа (среднее значение 0,82), тогда как ряды химических элементов у северокавказских воробьев слабее коррелируют с данными, полученными с территории Польши (0,75). Однако эти различия на уровне риска 0,05 статистически недостоверны. Можно говорить лишь о существовании тенденции в степени различий между популяциями воробьев в разных точках ареала. Однако ясно, что с дальней популяцией такие различия больше. Это свидетельствует о химическом отличии особей об отражении биогеохимических особенностей ландшафта в химическом составе птиц, обитающих на одной территории.

Кластерный анализ показал, что роль территории, на которой обитают птицы, сказывается на сходстве их химического состава. Так, в одну ветвь попадают 5 из 6 отловленных в Восточном Приазовье птиц, в другую 2 и 3 обитающих в Адыгее. Распределение птиц из Ростовской области в разные кластеры можно объяснить прежде всего тем, что некоторые из рассмотренных видов могли оказаться мигрантами (например, обыкновенный вьюрок, пойманный в апреле) и не всегда отражают конкретный биогеохимический фон местности, в которой были отловлены.

Сходство химического состава птиц, обитающих на одной территории, мы оценили также по средним коэффициентам корреляции между птицами, пойманными в разных пунктах (табл. 33).

Наиболее близкий химический состав имели птицы из Приазовья, более разнородными были птицы из Ростовской области, что, видимо, было связано с наличием мигрантов в выборке.

Из 68 элементов Ca, Fe, Na и Mg отмечены в макроколичествах у всех птиц. Такие элементы, как Sb, Os и Ir, не обнаружены в теле птиц из Краснодарского края и Польши. У всех северокавказских птиц обнаружены Rh, у большинства W, Li, V, Eu, Er и Tl, которые отсутствуют у воробья из Польши. У ростовских птиц отмечено высокое среднее содержание Cr (что, очевидно, связано с повышенным фоновым содержанием этого элемента в почвах) и низкое содержание Br (не обнаружен у 4 из 5 обследованных птиц). У 4 из 5 особей из Ростов-

Таблица 33. Внутри- и межтерриториальная степень взаимосвязи химического состава птиц (средние коэффициенты корреляции Спирмена \pm стандартное отклонение, объем выборки)

Местообитание	Восточное Приазовье	Ростовская обл.	Адыгея	Польша
Восточное Приазовье	0,81 \pm 0,06 n = 15	0,64 \pm 0,02 n = 30	0,78 \pm 0,05 n = 24	0,76 \pm 0,05 n = 6
Ростовская обл.		0,59 \pm 0,12 n = 10	0,64 \pm 0,15 n = 21	0,65 \pm 0,15 n = 5
Адыгея			0,73 \pm 0,04 n = 5	0,75 \pm 0,07 n = 35,0

Таблица 34. Результаты непараметрического корреляционного анализа между концентрациями 68 элементов в теле птиц*

Виды	Зимородок	Голубой монарх	Черный стриж	Чиж	Вьюрок
Зимородок	1,0				
Голубой монарх	0,87	1,0			
Черный стриж	0,65	0,52	1,0		
Чиж	0,87	0,83	0,68	1,0	
Вьюрок	0,55	0,69	0,41	0,52	1,0

* Для всех значений уровень значимости составил менее 0,001.

ской области обнаружен Pd, который был зарегистрирован в остальных пунктах только однажды (у полевого воробья в Приазовье). Содержание стабильного стронция в птицах Северного Кавказа варьировало от 5,15 до 44,3 мкг/г, тогда как у польской птицы оно составляло 5,47 мкг/г.

Состав тушек птиц речного зимородка и голубого монарха, собранных в 1995 г. в Северном Вьетнаме в заповедном тропическом лесу (район Там-Дао), сравнили с данными мультиэлементного анализа тушек стрижа, вьюрка и щегла из Ростовской области. Из 68 элементов Ca, Fe, Na и Mg отмечены в макроколичествах. Такие элементы, как Sc, Os, Pt и Au, не обнаружены в теле вьетнамских птиц, тогда как у вьюрка Sc и Au присутствуют, а Os есть у щегла. У зимородка не обнаружены Si и Sb, а у монарха – Ru и Te. Содержание стабильного стронция примерно в 2–8 раз выше у птиц из Ростовской области.

Мы оценили корреляцию содержания элементов в тушках вьетнамских птиц с концентрациями этих же элементов в тушках птиц близких размеров из России: стрижом (ловит насекомых в воздухе), вьюрком и щеглом (преимущественно зерноядными видами). Результаты представлены в табл. 34.

Несмотря на сильные различия в питании вьетнамских видов (зимородок питается мелкой рыбой из проточных водоемов и луж, или с рисовых чеков и, возможно, является дальним мигрантом из Приморья или Приамурья или ближним мигрантом из Китая (Иванов, 1976; Степанян, 1995), а голубой монарх – оседлый вид, питающийся насекомыми в нижнем ярусе леса), содержание 68 элементов в теле по результатам непараметрического корреляционного анализа сильно коррелирует у них между собой ($r = 0,87$).

Это свидетельствует об отражении биогеохимических особенностей ландшафта в химическом составе птиц, обитающих на одной территории. Однако сильная корреляция между тремя видами из Ростовской области не обнаружена. Это можно объяснить, прежде всего, тем, что все рассмотренные виды являются мигрирующими и не всегда отражают конкретный биогеохимический фон местности, в которой были отловлены. Между насекомоядными видами монархом и стрижем отмечена умеренная корреляция (0,52), так же как и между двумя вьетнамскими видами и зерноядными чижом и вьюрком (от 0,51 до 0,69).

Анализ рисунков позволяет увидеть видоспецифичность накопления некоторых элементов в теле птиц, а также биогеохимические особенности территории, которые проявляются в сходстве распределений концентраций элементов у птиц, обитающих на разных территориях.

Таким образом, мультиэлементный анализ, впервые использованный для валового элементного анализа животных, может быть использован как действительный метод для выявления видовых и территориальных особенностей химического состава птиц и может указать на биогеохимические особенности разных географических популяций.

Мультиэлементный анализ тушек птиц из Эфиопии показал, что некоторые элементы, которые были нами обнаружены в мелких воробьиных птицах на других территориях, отсутствовали в птицах Эфиопии. К ним относятся элементы: Rh, Re, Ir, Hg, Tl и U, которые обнаружены во всех птицах в Ростовской области и большинстве объектов из Краснодарского края, за исключением Ir, который также отсутствовал, например, во всех птицах из Адыгеи (Лебедева, 1997).

Мы оценили содержание естественных радионуклидов тория и урана в мелких воробьиных птицах с 8 различных территорий (рис. 32). Результаты дисперсионного анализа показали, что содержание тория достоверно варьировало в зависимости от территории ($df = 8 + 32$; $F = 10,304$, $P < 0,001$), как и содержание урана ($df = 8 + 32$, $F = 17,345$, $P < 0,001$). Эфиопия характеризуется наиболее низкими величинами содержания естественных радионуклидов в тушках птиц по сравнению с другими территориями, а Украина – наиболее высокими. В местах с естественным ториевым загрязнением птицы способны накапливать этот элемент, существующий в ландшафте в избытке, в своем теле (Маслов, 1972; Маслов, Маслова, 1972).

Концентрация, мкг/г сух. в.



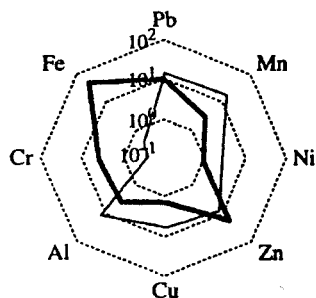
Рис. 32. Накопление естественных радионуклидов в тушках мелких воробьиных птиц из разных регионов

Новый метод изучения популяций позволит также выявить направления и темпы микроэволюционных процессов, протекающих в географических популяциях, подвергающихся загрязнению. Многими исследователями подтверждено, что накопление различных элементов в тканях животных отражает их содержание в окружающей среде (Ковальский, 1974; Покаржевский, 1985; Соколов и др., 1989). Кости птиц, являющиеся депо многих металлов (Стариченко и др., 1993), представляют собой удобный объект для мониторинговых исследований. Микроэлементный состав кости отражает долговременное воздействие тех или иных микроэлементов, присутствующих в избытке или недостатке в экосистемах.

Мы попытались найти географические особенности в распределении микроэлементов в птицах Эфиопии. На примере млекопитающих из Эфиопии нам удалось установить, что существенное влияние на изменчивость логарифма концентрации железа имел географический фактор (дисперсионный анализ: $P = 0,0019$; $df = 3 + 18/21$). Это объяснялось, прежде всего, проявлением биогеохимических особенностей рассматриваемых территорий. Животные из Гамбелы имели большую концентрацию железа в костях. По данным С.М. Соколовой и Б.Д. Абагурова (1995), исследовавших минеральный состав растительных кормов жвачных в Гамбеле, растительность обеднена такими элементами как фосфор, цинк, молибден и стронций, тогда как содержание других элементов находится в норме.

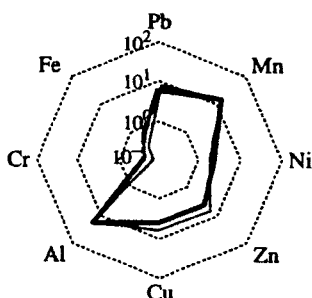
Оказалось, что видовая специфичность не оказывает влияния на распределение в костях марганца, никеля, цинка, меди и железа, тогда как накопление свинца (логарифм концентрации) можно было объяснить

Оливковая нектарница



— А — Б

Разноцветная нектарница



— 1 — 2

Рис. 33. Звездчатые диаграммы распределения тяжелых металлов в костях двух видов нектарниц в разных пунктах Эфиопии

А – окрестности г. Адис-Абеба, Б – в 50 км от г. Джима, 1 и 2 – разные особи из второго пункта (Б)

этим фактором ($P = 0,0121$; $df = 6 + 5/11$). Более существенным фактором, которым можно было бы объяснить варьирование содержания микроэлементов в костях птиц из Эфиопии, является тип местообитания. В выборке присутствовали птицы, обитающие в сухих антропогенных и саванного типа ландшафтах, и птицы, живущие во влажном тропическом лесу (Джима). Существенное влияние фактора местообитания на содержание (логарифм концентрации) всех исследуемых металлов, за исключением никеля и свинца было выявлено в результате дисперсионного анализа: Mn ($P = 0,0009$; $df = 1 + 10/11$), Zn ($P = 0,0074$; $df = 1 + 10/11$), Cu ($P = 0,0166$; $df = 1 + 10/11$), Al ($P = 0,0065$; $df = 1 + 10/11$), Cr ($P < 0,0001$; $df = 1 + 10/11$) и Fe ($P = 0,0013$; $df = 1 + 10/11$). В костях птиц из сухих местообитаний железо, хром и цинк накапливались в больших количествах, тогда как марганец, хром и алюминий были в существенном недостатке по сравнению с концентрациями соответствующих металлов в костях птиц влажного тропического леса. Птицы, обитающие в сухих и влажных местообитаниях, не отличались содержанием свинца и никеля. Интересно, что в ландшафтах, характеризующимся избытком какого-либо элемента, мы находим присутствие этого избыточного элемента в костях птиц. Данные, полученные нами в Эфиопии, а также сопоставление их с результатами наших исследований, проведенных в других регионах, например в Монголии и на юго-западе России (Лебедева, 1997; Лебедева и др. 1997) позволяют сделать такой вывод. Широкое варьирование в костях птиц микроэлементов в сухих и влажных местообитаниях в Эфиопии подтверждают это.

Развивая положение о влиянии биогеохимических особенностей ландшафта на химический состав птиц, рассмотрим показательный при-

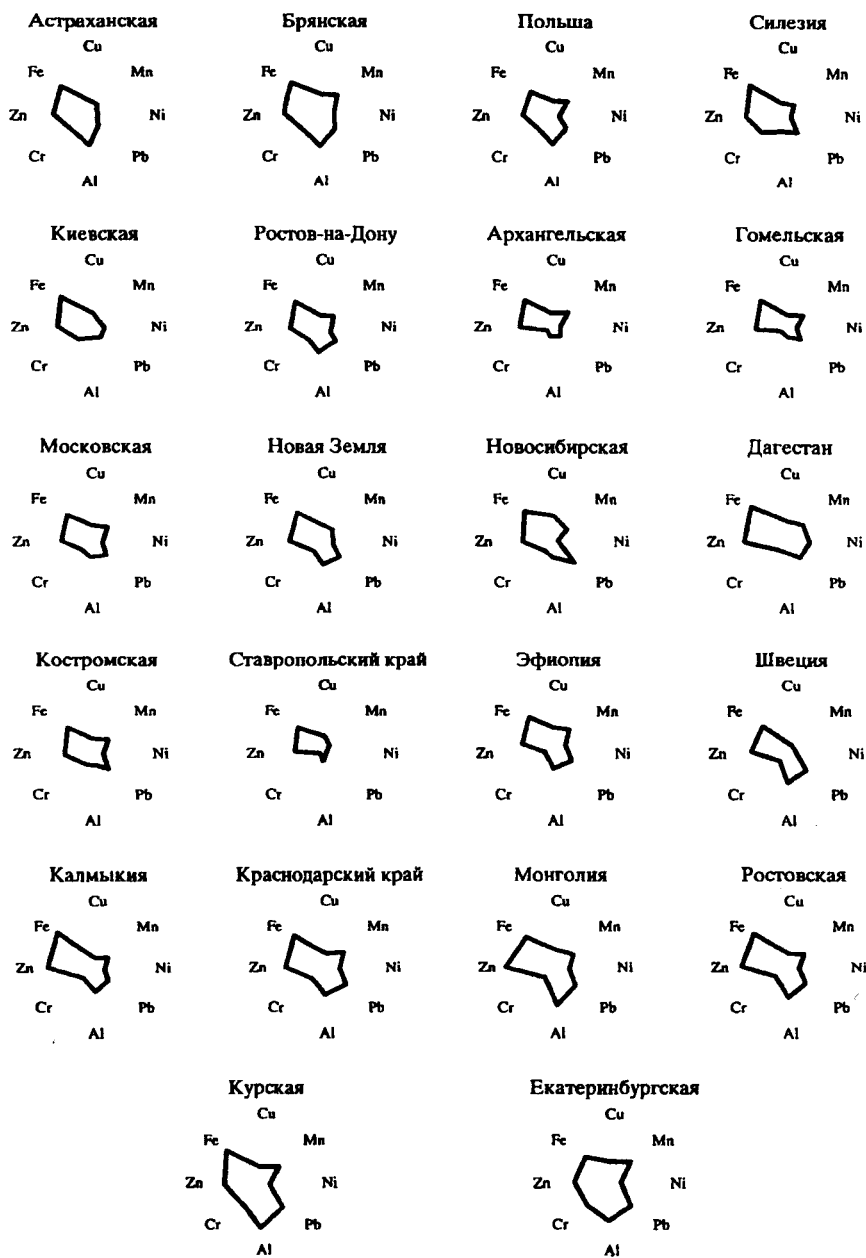


Рис. 34. Распределения тяжелых металлов в костях птиц из разных сообществ (мкг/г, в логарифмическом масштабе)

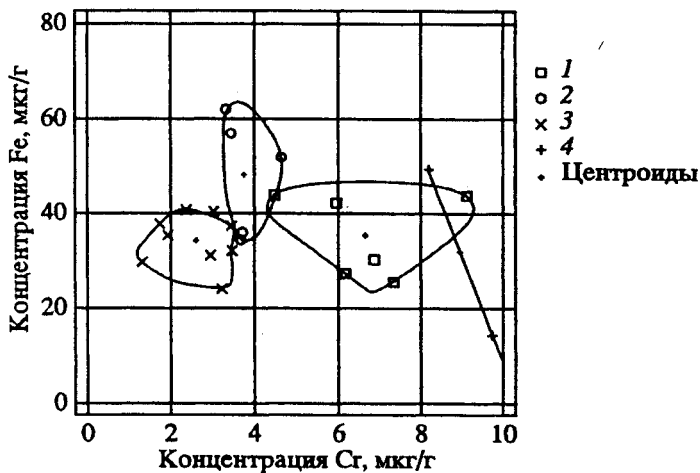


Рис. 35. Разброс точек в зависимости от содержания железа и хрома в результате распределения сообществ птиц с разных территорий по четырем кластерам

Распределение регионов по кластерам: 1 – Астраханская обл., Брянская обл., Центральная Польша, Польская Силезия, Ростов-на-Дону, Киевская обл. (Украина); 2 – Архангельская обл., Дагестан, Гомельская обл. (Белоруссия), Костромская обл., Московская обл., Новая Земля, Новосибирская обл., Ставропольский край, Эфиопия; 3 – Калмыкия, Краснодарский край, Ростовская обл., Швеция, Монголия; 4 – Курская обл., Екатеринбургская обл.

мер, которым можно проиллюстрировать этот тезис. Сравним соотношение концентраций микроэлементов в теле птиц одного и того же вида, характеризующихся достаточно узкой пищевой специализацией и обитающих на разных территориях, и соотношение концентраций металлов у особей, взятых из одной географической точки.

На рис. 33. представлен результат такого сравнения. Были построены "звездчатые" диаграммы, которые позволяют наглядно охарактеризовать соотношение различных элементов. Формы "звезд" особей оливковых нектарниц, обитающих в сухих и влажных местообитаниях, существенно различны, тогда как разноцветные нектарницы, обитающие в одном биотопе (тропический лес), имеют очень близкие по форме графики. Все это является доказательством того, что географические популяции птиц могут существенно отличаться друг от друга, в частности, по химическому составу особей. Причиной этого являются, в первую очередь, биогеохимические различия среды обитания.

Территориальную специфичность паттернов тяжелых металлов в костях птиц можно выразить в виде звездчатых диаграмм в логарифмическом масштабе (рис. 34). По форме графика можно судить о сходстве территорий и избытке или недостатке того или иного элемента. Кластерный анализ сообществ птиц выявил наиболее сходные по содержанию металлов. Так, птицы с географически близких территорий (Калмыкия, Краснодарский край, Ростовская область) попадают в один кластер, характеризующийся избытком железа и цинка и недос-

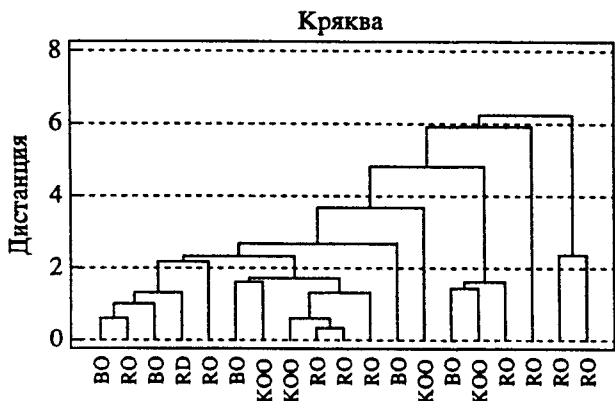


Рис. 36. Дендрограмма результатов кластерного анализа кряквы из разных популяций по методу ближайшего присоединения на основе квадрата евклидова расстояния (на основе содержания тяжелых металлов в костях)

BO – Брянская обл.; RO – Ростовская обл.; KOO – Костромская обл.

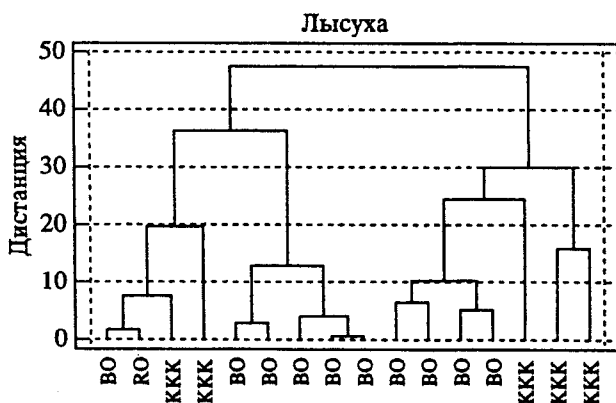


Рис. 37. Дендрограмма результатов кластерного анализа лысух из разных популяций по методу ближайшего присоединения на основе квадрата евклидова расстояния (на основе содержания тяжелых металлов в костях)

BO – Брянская обл.; RO – Ростовская обл.; KKK – Краснодарский край

татком марганца. Близки по содержанию металлов птицы Центральной Польши и Верхней Силезии, Киевской и Брянской областей (относительный избыток никеля и хрома) (рис. 35). В обособленную группу выделяются Курская и Екатеринбургская области, характеризующиеся максимальными концентрациями алюминия, хрома, меди, марганца, свинца и недостатком цинка и никеля. На графике разброса точек эти группы имеют области перекрывания.

Анализ распределения модельных видов птиц из разных географических популяций показал, что особи, обитающие на одной и той же территории, чаще попадают в один и тот же кластер (рис. 36–42).

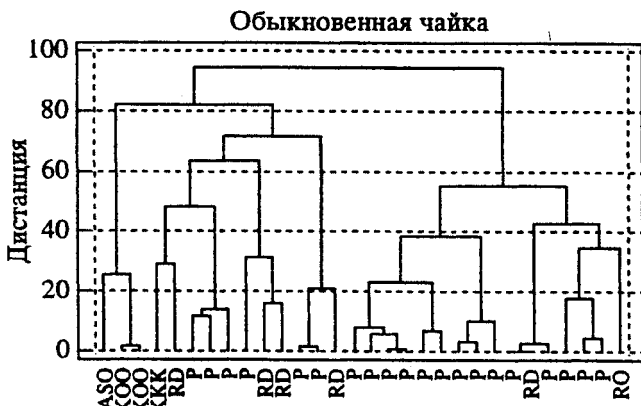


Рис. 38. Дендрограмма результатов кластерного анализа обыкновенной чайки из разных популяций по методу ближайшего присоединения на основе квадрата евклидова расстояния (на основе содержания тяжелых металлов в костях)

ASO – Астраханская обл.; RO – Ростовская обл.; KOO – Костромская обл.; KKK – Краснодарский край, Приазовье

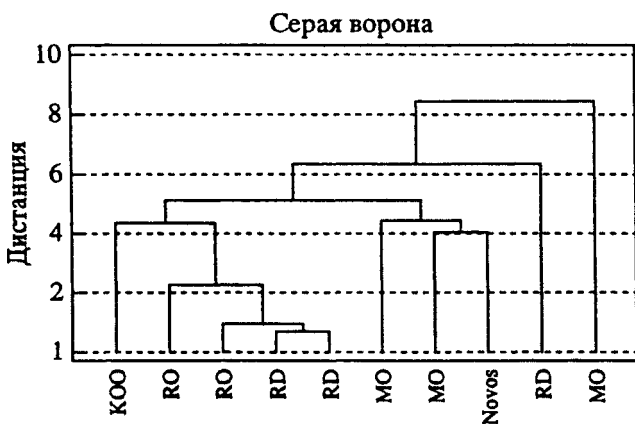


Рис. 39. Дендрограмма результатов кластерного анализа серой вороны из разных популяций по методу ближайшего присоединения на основе квадрата евклидова расстояния (на основе содержания тяжелых металлов в костях)

RO – Ростовская обл.; RD – Ростов-на-Дону; KOO – Костромская обл.; MO – Московская обл.; Novos – Новосибирск

Анализ географических популяций модельных видов показал, что взрослые особи, которые слабее привязаны к территории по сравнению с молодыми птицами в послегнездовой период, более разнородны по составу микро- и ультраэлементов. Однако в целом особи из одной географической популяции более сходны по химическому составу и чаще попадают в один кластер (рис. 43). Сходство паттернов элементов птиц из одной географической популяции четко проявляется и

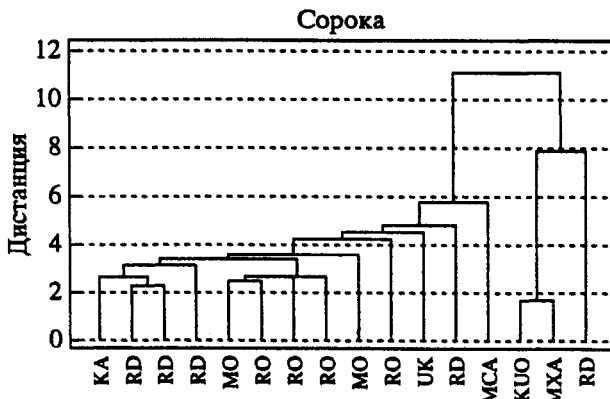


Рис. 40. Дендрограмма результатов кластерного анализа сороки из разных популяций по методу ближайшего присоединения на основе квадрата евклидова расстояния (на основе содержания тяжелых металлов в костях)

RO – Ростовская обл.; RD – Ростов-на-Дону; KA – Калмыкия; MO – Московская обл.; UK – Украина, Чернобыль; KUO – Курская обл.; MXA – Монголия, Хубсугульский аймак; MCA – Монголия, Селенгский аймак

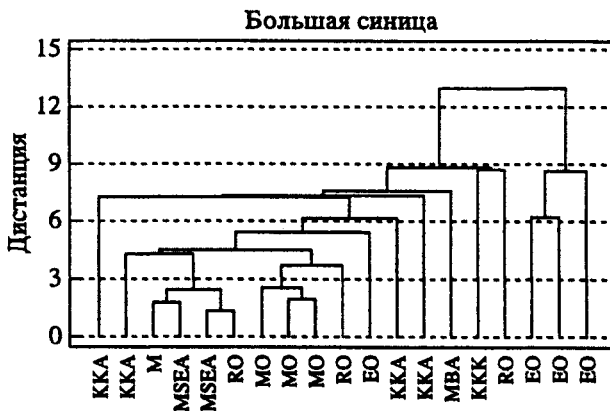


Рис. 41. Дендрограмма результатов кластерного анализа большой синицы из разных популяций по методу ближайшего присоединения на основе квадрата евклидова расстояния (на основе содержания тяжелых металлов в костях)

RO – Ростовская обл.; A – Адыгея; MO – Московская обл.; M – Москва; EO – Екатеринбургская обл.; KKK – Краснодарский край, Приазовье; MBA – Монголия, Булганский аймак; MSEA – Монголия, Селенгский аймак

на спектрограммах, тогда как спектры птиц из разных популяций различны (рис. 44).

Анализ спектров химических элементов позволяет увидеть специфичность накопления некоторых элементов в теле птиц разных видов, а также увидеть биогеохимические особенности территории, которые проявляются в сходстве распределений концентраций элементов у птиц, обитающих на разных территориях.

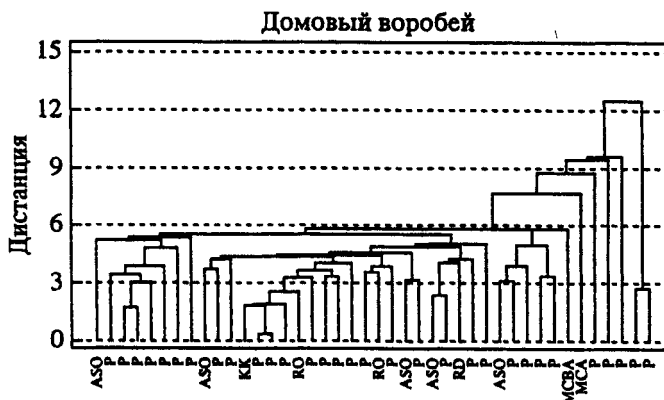


Рис. 42. Дендрограмма результатов кластерного анализа домового воробья из разных популяций по методу ближайшего присоединения на основе квадрата евклидова расстояния (на основе содержания тяжелых металлов в костях)

ASO – Астраханская обл.; P – Польша; RO – Ростовская обл.; KK – Краснодарский край; MCBA – Монголия, Сухэбаторский аймак; MCA – Монголия, Селенгийский аймак

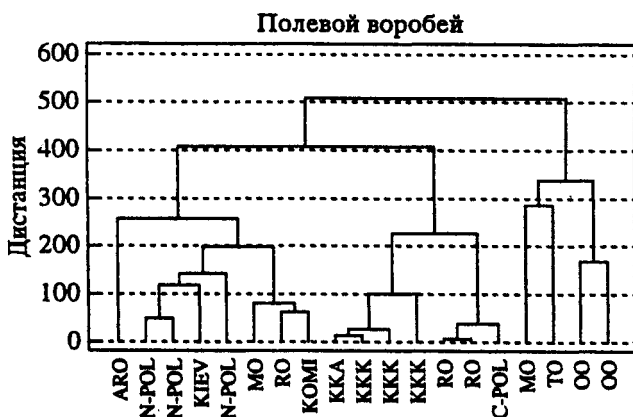


Рис. 43. Кластерный анализ химического состава полевых воробьёв из разных популяций (мультиэлементный анализ тушек)

ARO – Архангельская обл.; MO – Московская обл.; RO – Ростовская обл.; TO – Томская обл.; KIEV – Киевская обл.; OO – Одесская обл.; KOMI – Республика Коми; KKA – Краснодарский кр., Адыгея; KKK – Краснодарский край, Каневской р-н; N-POL и C-POL – Северная и Центральная Польша

Все это является доказательством того, что географические популяции птиц могут существенно отличаться друг от друга по химическому составу особей. Причиной этого являются, в первую очередь, биогеохимические различия среды обитания.

Мультиэлементный анализ, обладающий высокой точностью и достоверностью, представляется нам очень перспективным для поиска биогеохимических популяционных маркеров. Анализ спектров химиче-

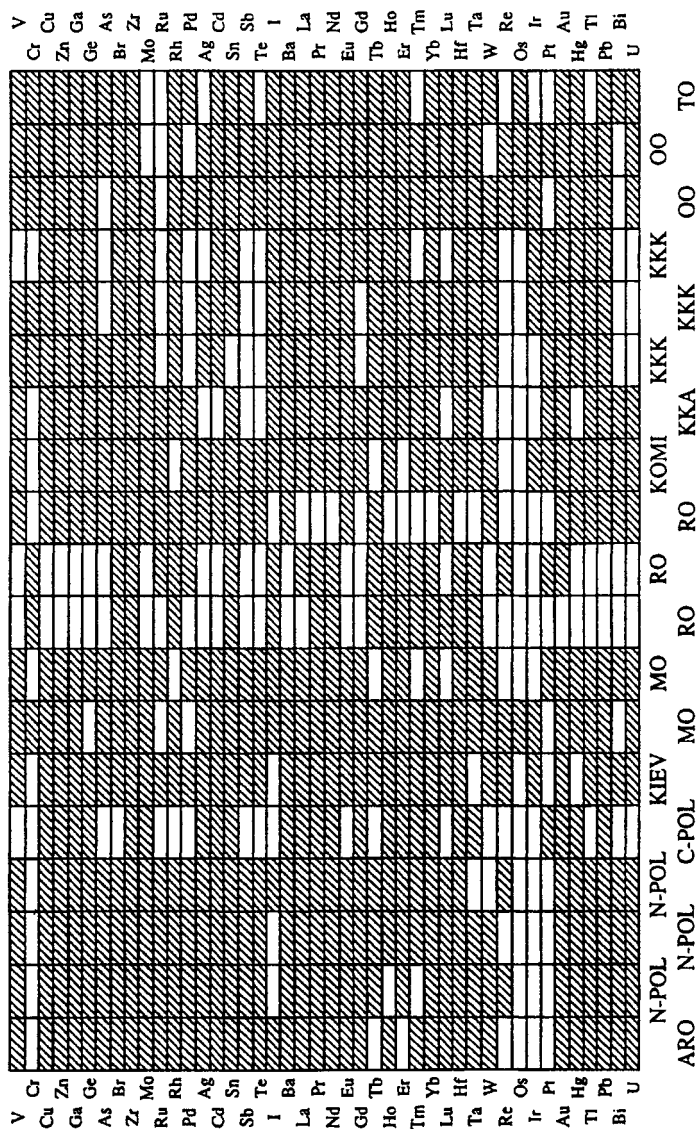


Рис. 44. Спектрограмма химического состава полевых воробьев из разных популяций (мультиэлементный анализ тушек)
 АРО – Архангельская обл.; МО – Московская обл.; РО – Ростовская обл.; ТО – Томская обл.; КИЕВ – Киевская обл.; ОО – Одесская обл.;
 КОМИ – Республика Коми; ККА – Краснодарский кр., Адыгея; КKK – Краснодарский край, Каневской р-н; N-POL и C-POL – Северная
 и Центральная Польша

ских элементов позволяет увидеть специфичность накопления некоторых элементов в теле птиц, обитающих в разных географических пунктах и привязанных к ним в течение своего жизненного цикла. Таким образом, мультиэлементный анализ, который впервые был применен для валового элементного анализа животных, может быть использован как действенный метод для выявления видовых и территориальных особенностей химического состава птиц и может указывать на биогеохимические особенности разных географических популяций. Метод будет особенно убедительным при анализе химического состава яиц, птенцов, молодых птиц до сезонных миграций. Разработка этого направления важна для природоохранной деятельности, т.к. позволит находить доказательства при выявлении причин и виновников гибели птиц, снижения численности популяций редких видов, даже если источник токсичных выбросов находился за сотни и тысячи километров и воздействовал на популяции лишь на определенной стадии жизненного цикла (размножение, миграция, зимовка).

ПОПУЛЯЦИОННАЯ ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ ПТИЦ

Птицы как объект популяционной экотоксикологии

Птицы могут подвергаться острому воздействию сильных доз различных экотоксикантов и погибать в результате этого воздействия (Пивоварова, 1959; Федоренко, 1960а, б., 1964; Чуркина, 1964; Dietrich et al., 1995; Howe et al., 1996), но их популяции обычно испытывают хроническое воздействие ксенобиотиков и способны отвечать на эти воздействия самыми разнообразными изменениями в своей структуре, процессе размножения и, в конечном итоге, изменением численности (Poley, Moxon, 1938; Koeman et al., 1972; Rosental, Sparber, 1972; Evans et al., 1975, 1987; Heinz, 1979, 1993; King et al., 1980, 1983; White et al., 1980, 1986; Hoffman, Eastin, 1981; McArthur et al., 1983; Eskildsen, Grandjean, 1984; Falandisz, Szefer, 1984; Tompson et al., 1991; Eeva et al., 1994, 1997a, b; Giesy et al., 1995; Sylver, Nudds, 1995; Tiebout, Brugger, 1995; Custer et al., 1996; Hoemfeldt, Niholm, 1996; Murk et al., 1996; Wyillie et al., 1996; Dietrich et al., 1997; Flint et al., 1997). Дикие животные, сразу отвечающие на нарушения в экосистеме реакцией, которую можно легко объяснить, могут быть использованы в качестве индикаторов загрязнения окружающей среды. Птицы являются хорошими объектами в экотоксикологии. Эта группа животных на протяжении многих лет используется в качестве биоиндикаторных объектов в разных странах мира (Murton et al., 1978; Norstrom et al., 1978, 1985; Furness, Hutton, 1979; Holt et al., 1979; Hasseltine et al., 1981; Hacker et al., 1982; Goede, de Bruin, 1984, 1986; Min et al., 1984; Ohlendorf et al., 1985; White, Cromarlie, 1985; Froeslie et al., 1986; Morrison, 1986; Brothers, Brown, 1987; Hernandez et al., 1987, 1988; Becker, 1989; Solonen, Ladenius, 1990; Walsh, 1990; Биоиндикация..., 1991; Поленц, Бельский, 1991; Scharenberg, 1991; Lebedeva, 1993; Myklebust et al., 1993; Медведев, 1995; Lebedeva et al., 1995a, b; Hogstad, 1996; Kottferova et al., 1996; Brown et al., 1997; Soboleva et al., 1997). Эта группа животных обладает интенсивным метаболизмом и потребляет большое количество пищи на единицу массы тела. У них наблюдается относительно более высокая, чем у других животных, аккумуляция тяжелых металлов во внутренних органах тела. Содержание некоторых токсичных металлов и пестицидов в мышцах и печени линейно зависит от концентраций токсикантов в компонентах биоты. Птицы являются кальциефорами, что очень важно при контроле экосистем, загрязненных ^{90}Sr , а также, как и все позвоночные, обладающие развитой мускулатурой, – аккумуляторы ^{137}Cs . Толщина скорлупы яиц является международным тестом на токсичность пестицидов. Очень часто "грязные" биотопы, где нет поселений человека, оказываются притягательными для птиц, и

тогда птицы включаются в процессы биогенной миграции экотоксикантов. Все это создает условия для реализации программ мониторинга с использованием птиц в качестве биоиндикаторов загрязнения экосистем и объектов экотоксикологии.

Обычно исследователи обращают внимание на концентрацию экотоксикантов во взрослых птицах, менее часто их внимание привлекают птенцы и слетки. Однако птенцов можно использовать в качестве полезных индикаторов и в основных исследованиях по загрязнению, и в программах мониторинга, так как они концентрируют экотоксиканты, например – тяжелые металлы, во время специфического периода времени (от вылупления до вылета) с локальных и определенных кормовых территорий.

Широко используются в качестве биоиндикаторов тяжелых металлов морские птицы, благодаря которым можно выявить временную и географическую динамику загрязнения. Известно, например, что головоногие моллюски составляют значительную часть пищевого рациона (около 26% всех жертв) средиземноморского буревестника. Имеются также некоторые данные о том, что для головоногих характерны необычно высокие концентрации тяжелых металлов, в частности накопление кадмия в пищеварительных железах (Stewart et al., 1996).

Морские колониальные птицы, замыкающие трофические цепи, аккумулируют значительные количества загрязняющих веществ и могут служить надежным индикатором состояния среды. Широко используют морских птиц в мониторинге химического загрязнения на Балтике (Paasivirta et al., 1981; Falandysz, Szefer, 1984), Северном (Osborn et al., 1984; Becker et al., 1985; Becker, 1989; Scharenberg, 1991), Норвежском (Fimreite et al., 1974, 1980; Holt et al., 1979; Barrett et al., 1985) и Баренцевом морях (Савинова, 1990, 1992; Savinova, 1991, 1993; Savinova et al., 1993; Savinova, Gabrielsen, 1993; Савинова, Габриельсен, 1994; Краснов и др., 1995), в Канаде (Norstrom et al., 1978, 1985, 1986; Noble, Elliot, 1986).

Крачки являются подходящими биоиндикаторами, потому что в содержимом их яиц обнаруживаются хлорорганические соединения, содержащиеся в рыбах, которыми они питаются (Goutner et al., 1997).

Консументы высшего трофического уровня, такие как хищники, хищные и рыбацкие птицы, являются наилучшими биоиндикаторами загрязнения среды хлорорганическими соединениями ПХБФ и тяжелыми металлами (Kottferova et al., 1996). В качестве видов-биоиндикаторов могут быть использованы мигрирующие хищные птицы, которые могут быть отловлены на путях пролета и местах отдыха. Таких мест в мире, где они могут быть отловлены в больших количествах, существует немного: одно на юге штата Нью Джерси (США), другое – на юге Израиля. Там регулярно кольцуют птиц в течение 27 и 5 лет соответственно. Информация о путях пролета, местах размножения и пребывания вне сезона размножения, половой принадлежности, возрасте, кондиции птиц может быть получена непосредственно и при отлове в момент кольцевания, и по результатам слежения за окольцованными

особями. В момент отлова от этих птиц можно получать образцы крови, перьев, паразитов и тканей для экотоксикологического исследования (Clark, 1995). Отклонения в половой и возрастной структурах отловленных птиц в сравнении со средними популяционными показателями могут служить доказательством негативного воздействия на хищных птиц в местах размножения и на путях миграции. Такие исследования могут быть выполнены на любых стационарно действующих орнитологических станциях, специально предназначенных для кольцевания птиц на путях пролета.

Биологические индикаторы должны полностью удовлетворять некоторым критериям. Они должны использоваться в качестве раннего предупреждения до контроля состояния абиотической среды. Водные птицы используются в качестве биоиндикаторов по нескольким причинам. Они широко распространены во всем мире, их легко сосчитать и определить их видовую принадлежность. Птицы представляют различные трофические уровни экосистем – от первичных до конечных консументов, независимы в дыхании от воды, представляют собой целостные сообщества в пространстве и во времени, четко распределены по численности и трофическим уровням водных экосистем, отражают их важную структурную часть, индикаторы средних и долговременных изменений, т.е. отражают отклонения водных экосистем от их базового уровня, пригодны для прогнозирования динамики популяций и сообществ (Reichholf, 1982).

Методы оценки состояния популяций птиц

Сочетание методов популяционной экологии птиц, большинство которых неdestructивны, и экотоксикологии позволяет на новом уровне оценивать основные тенденции, закономерности и механизмы динамики популяций под влиянием постоянного воздействия токсикантов. Многие популяционные характеристики уже используются в экотоксикологии в качестве критериев состояния популяций в загрязненной среде (табл. 35).

В последние годы развивается одно из направлений экотоксикологии – поиск неdestructивных биологических маркеров (биомаркеры) экологического стресса (Walke, 1995). Биомаркерами называют анатомический, физиологический и биохимический ответ организма, который означает наличие некоторого воздействия на него и(или) влияние стрессора. Исследование биомаркеров окружающей среды было сфокусировано на ответе рыб и птиц на ксенобиотики, такие, как тяжелые металлы или органические загрязнители. Исследование биомаркера у объекта способствует выявлению на индивидуальном уровне "раннего предупреждения" видов-индикаторов, что позволяет предсказать воздействие стрессора на популяционном или экосистемном уровнях. Биомаркеры могут играть важную роль в оценке экологического риска, особенно если набор маркеров, получивших обоснование, легко реагирует на общие и специфические стрессоры. Биохимические биомаркеры

**Таблица 35. Биологические параметры, используемые
в популяционной экотоксикологии птиц**

Цель исследования	Параметры	Признаки
Оценка популяционного стресса	Морфологическая внутривидовая изменчивость	Флуктуирующая асимметрия билатеральных структур, внутрикладковая изменчивость яиц
	Цитогенетические изменения	Микроядерный анализ эритроцитов крови
	Физиологические и биохимические биомаркеры	Маркеры химического стресса, связанного с воздействием ксенобиотиков (оксигеназы печени), нейротоксикантов (эстеразы), гербицидов, ароматических полихлоруглеводородных соединений и токсичных металлов (порфирины), содержание жира
	Толщина скорлупы	
	Аномалии развития	Частота тератологических изменений
	Темпы роста особей	
Оценка динамики популяции	Аномалии поведения	
	Численность локальной популяции, плодовитость, средняя продолжительность жизни особей	Размер кладки; смертность: эмбриональная, птенцовая, слетков, взрослых; гнездовая плотность, успех вылупления, вылета, гнездования
	Структура популяции	Соотношение особей по полу и возрасту, доля мигрантов
	Взаимодействия с популяциями смежных трофических уровней	Например, пресс хищников, зараженность паразитами

позволяют оценить экологический стресс, ответ организма, на неблагоприятное токсическое воздействие в полевых условиях на основе молекулярных механизмов воздействия конкретных экотоксикантов. В идеале биомаркеры должны быть чувствительны, специфичны, просты в использовании и приемлемы для получения аналитических образцов без умерщвления животных (недеструктивный метод) (например, забор крови). В последние годы благодаря прогрессу в этом направлении используются несколько различных типов биохимических биомаркеров: (1) измерение ингибирования эстераз сыворотки крови в мониторинге ответа птиц на воздействие хлорорганических инсектицидов; (2) измерение повреждений ДНК, связанных с воздействием

ароматических углеводов; (3) измерение повреждения трансретин-ретинол-связывающего протеинового комплекса, связанные с метаболизмом 3,4,3',4',тетрахлорбифенила; (4) измерение предшественников кровесвертывающих белков в крови вследствие ингибирования цикла витамина К, вызванного антикоагулирующими родентицидами. Биохимические биомаркеры могут быть использованы непосредственно в полевых условиях. Было предложено также в качестве неструктурного маркера в оценке риска птиц, загрязненных ПХБФ, использовать порфирины в экскретах как альтернативу традиционному исследованию порфиринов печени (деструктивный маркер). Этот биомаркер был проверен на японских перелетах (Fossi et al., 1996). Были предприняты попытки обосновать в качестве биомаркера тяжелых металлов, хлорорганических соединений – цитохром P4501A, эффективность которого была оценена в соответствии с гистопатологическими, гематологическими и популяционными исследованиями на отдельных рыбах из водных экосистем с разной степенью загрязнения (Klopper-Sams, Owens, 1993).

В качестве неструктурных методов оценки токсикологического стресса используют данные о содержании экотоксикантов в крови, в частности в качестве возможного биоиндикатора рассматривали пиявок *Hirudinea*, у которых брали кровь для анализа содержания ртути (McNicol et al., 1997). Перспективно исследование экскрементов (Fitzner et al., 1995).

Огромный интерес представляет изучение генетических изменений в популяциях, обусловленных техногенным загрязнением. Поиск новых подходов для изучения тенденций в популяциях птиц, динамике их численности и структуре является важной основой в развитии микроэволюционных представлений. Генетическое влияние поллютантов окружающей среды проявляется в виде мутаций соматических или половых клеток, что можно рассматривать в качестве прямого воздействия экотоксикантов. Были разработаны биомаркеры, которые выявляют мутагенные эффекты в полевых условиях у диких животных. Однако существует и другой класс генетических эффектов в результате воздействия загрязнения среды. Изменения в частоте аллелей в популяциях могут случаться как результат уязвимости в критический период существования популяции (при размножении) или вследствие отбора в локусах критических для выживания в загрязненной среде. Исследование таких генетических выпадений на популяционном уровне с использованием методов молекулярной генетики может положить начало развитию новой области популяционной экотоксикологии – эволюционной токсикологии (Bickham, Smolen, 1994).

В последние годы сформировалось новое научное направление – экотоксикология популяций, которое в России разработано на примере популяций млекопитающих (Безель, 1987; Безель и др., 1994), но может быть применено и для популяций птиц, где уже хорошо разработаны и являются традиционными стандартные методы мониторинга популяций (Koskimies, Väisänen, 1991).

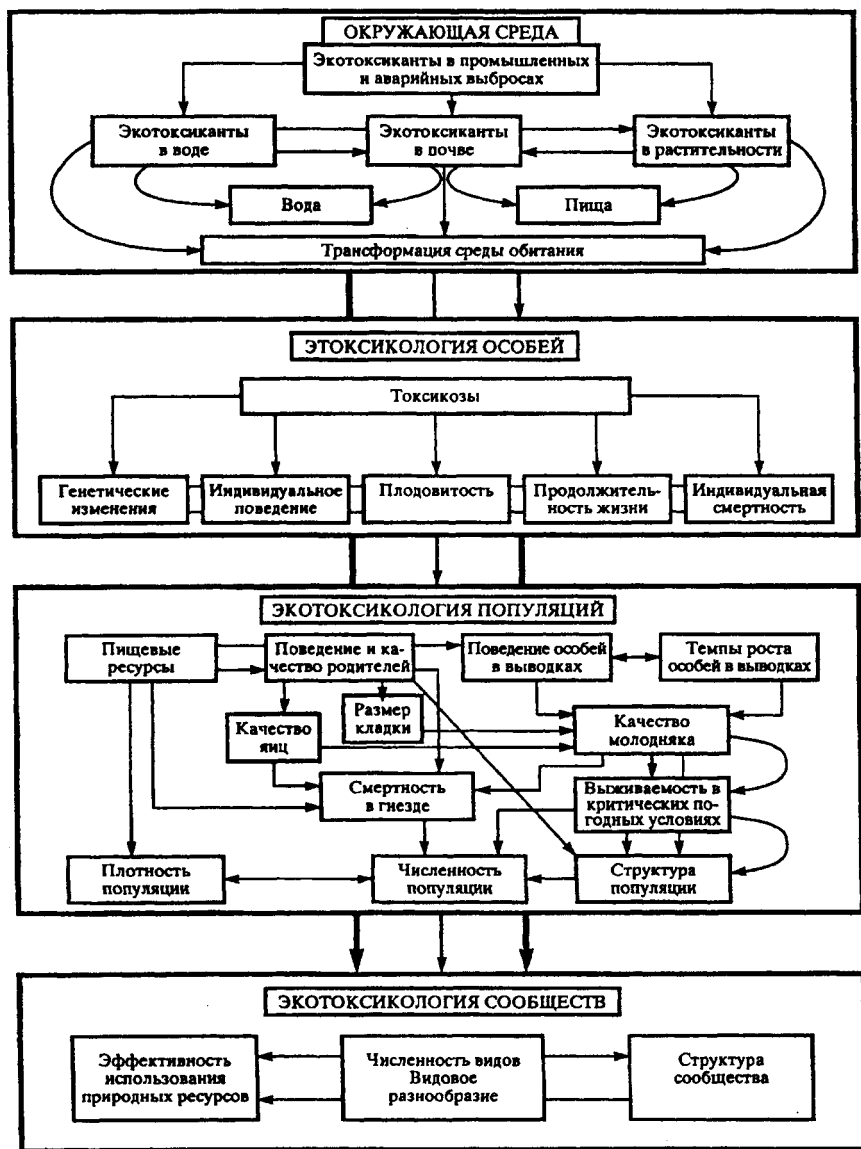


Рис. 45. Популяционная экотоксикология птиц в системе экотоксикологических наук и схема воздействия экотоксикантов на особь, популяцию и сообщество птиц

Место популяционной экотоксикологии птиц в системе экологических и экотоксикологических наук

Популяционная экотоксикология птиц занимает свое место в системе экологических и экотоксикологических наук (рис.45). Область исследования нового научного направления лежит на стыке трех дисциплин: популяционной экологии птиц, экотоксикологии, биоиндикации и мониторинга. Применение методов экотоксикологии позволяет контролировать процессы воздействия ксенобиотиков на природные популяции и прогнозировать их состояние. Достоверный мониторинг экосистем невозможен без исследования популяций, так как опора на исследование лишь абиотических факторов не раскроет всего размаха и глубины последствий воздействия загрязнения на экосистемы.

Методы популяционной экотоксикологии позволяют по-новому взглянуть на процессы воздействия экотоксикантов на биологические системы и оценить эффекты этого воздействия. Токсические воздействия оказываются настолько разнообразны, оказывая прямое и разно-стороннее косвенное воздействие на природные популяции, что только в рамках экотоксикологии невозможно достоверно дать прогноз о их состоянии. Природные популяции подвержены мощным колебаниям численности и без воздействия токсических веществ, но сочетание неблагоприятных природных и антропогенных экологических факторов может быть катастрофическим для состояния популяции, после которого ее численность не восстановится.

Однако не только популяционная экология помогает анализировать эффекты загрязнения, но и анализ загрязнений, накопления токсикантов в популяциях помогает развитию популяционной экологии, показывая дифференцировку популяций в пространстве. В этом случае распределения экотоксикантов можно рассматривать как биомаркеры локальных и географических популяций.

Глава 8

ПОПУЛЯЦИОННАЯ ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ В БИОМОНИТОРИНГЕ И ОХРАНЕ ПТИЦ

Методология экологического мониторинга

Программы экологического мониторинга на основе биологических методов наблюдений играют важную роль при внедрении экосистемного подхода. Для выполнения таких программ необходимо определить виды-биоиндикаторы. Организмы, которые могут претендовать на эту роль, должны быть широко распространены в этой системе (как это определено для водных объектов), должны легко контролироваться и оцениваться в плане биомассы или численности, иметь местный характер и поддерживать себя посредством естественного воспроизводства, непосредственно взаимодействовать со многими компонентами своей экосистемы, должны иметь хронологическую характеристику, демонстрировать постепенную реакцию на разнообразные антропогенные стрессы, служить средством диагностики конкретных стрессов из их большого многообразия, реагировать на стрессы так, чтобы можно было обнаружить и определить это количественно; они должны быть видами, пригодными для лабораторных исследований, а также способными указывать на такие аспекты качества экосистемы, которые не отражаются другими показателями.

Контроль экологического состояния окружающей среды на основе биоиндикаторов, т.е. критических видов и сообществ, которые раньше других реагируют структурными, поведенческими, генетическими, физиологическими изменениями на антропогенные нагрузки, обладает в мониторинге следующими преимуществами: в условиях хронических антропогенных нагрузок биоиндикаторы суммируют действие всех без исключения биологически важных факторов антропогенного воздействия и отражают их влияние на состояние окружающей среды в целом, фиксируют скорость происходящих в окружающей среде изменений, раскрывают тенденции развития окружающей среды, позволяют контролировать состояние окружающей среды без необходимости постоянной регистрации химических и физических параметров, характеризующих качество среды, указывают места скопления в экосистемах загрязняющих веществ и экотоксикантов (Криволицкий, 1990; Криволицкий и др., 1986, 1988).

Экотоксикологический биомониторинг в отношении загрязнения среды тяжелыми металлами (свинцом, хромом, никелем, кадмием, ртутью, медью) в течение нескольких десятилетий осуществлялся в странах Центральной и Западной Европы. Особенно широко эти работы проводились в Чехословакии, Германии, Бельгии и Голландии, что отражено в обзоре, опубликованном под редакцией Г. Шуберта

"Биоиндикация загрязнений наземных экосистем" (1988). В России для наземной среды биомониторинг наиболее полно осуществлен для земель радиоактивного загрязнения. Д.А. Криволуцкий (1996, 1999) обратил внимание на многофакторный характер экологических процессов, происходящих с биотой в подобных условиях, преимущественно в зонах загрязнения вокруг Чернобыльской АЭС, на Южном Урале и на Европейском Севере России. Здесь в экотоксикологических эффектах проявляют себя факторы, определяемые радиочувствительностью организмов, ландшафтно-экологические факторы, популяционные явления, эффекты изоляции экосистем и введения заповедного режима, влияние процессов радиационной динамики. Эти разнородные явления разделены Криволуцким на факторы прямого токсического действия, опосредованного влияния через трофические связи, а также косвенные эффекты за счет сукцессионной динамики растительности и ландшафта, изменения характера природопользования.

Птицы как объект биомониторинга

К критическим звеньям природных наземных экосистем, где происходит аккумуляция загрязняющих веществ, следует отнести птиц, которые занимают в экосистемах высокие трофические уровни. Наземные животные широко используются в глобальном мониторинге, в частности в радиоэкологическом (Усачев, 1985).

Птицы накапливают все типы экотоксикантов: радионуклиды, пестициды и тяжелые металлы. Из птиц, включающихся в процесс биогенной миграции загрязнителей среды, особое значение имеют синантропные виды (ласточки, скворцы, воробьи, голуби), образующие массовые осенне-зимние скопления врановые (серые вороны, грачи и сороки, галки), некоторые мигранты и дикие виды, попадающие в пищу человека – куриные, пастушки, кулики, утки и гуси. В печени утиных, которые могут быть использованы в пищу, накапливаются токсические металлы в количествах, превышающих ПДК для пищевых продуктов. Особенно важно контролировать содержание токсикантов в теле водоплавающих и куриных птиц, которые являются объектом спортивной охоты. Если оседлые птицы отражают локальную ситуацию с уровнем загрязнения в экосистеме, то мигранты способны к перемещению загрязнителей на огромные расстояния. Во время исследований в районе Восточно-Уральского радиоактивного следа мы наблюдали на озерах, загрязненных ¹³⁷Cs, скопления водоплавающих птиц, которые перед осенней миграцией интенсивно кормились на водоеме. Существует большая вероятность переноса перелетными птицами радионуклидов с территорий радиационных заповедников. Эта тема стала особенно актуальной после того, как огромные по площади водно-болотные угодья Полесья оказались загрязнены радионуклидами после Чернобыльской аварии (Brisbin, 1991; Рябцев, Лебедева, 1999).

При выборе объектов биоиндикаторов основным является трофодинамический подход, позволяющий исследовать особенности трансфор-

мации поллютантов в экосистемах. Известно, что концентрация многих токсических веществ увеличивается при продвижении по пищевым цепям. С этой точки зрения представляют интерес все насекомоядные и хищные птицы.

В качестве биоиндикаторов необходимо использовать виды, которые населяют как загрязненные, так и чистые биотопы. Однако все сложнее найти чистые местообитания, которые могли бы отвечать всем требованиям, предъявляемым контрольным биотопам. В качестве контрольных территорий могут служить, прежде всего, заповедники. Вторая возможность открывается благодаря современным инструментальным методам экотоксикологии, позволяющим использовать очень маленькие образцы для анализа. В силу этого старые коллекционные сборы музеев представляют колоссальный интерес для современной популяционной экотоксикологии птиц как источники материала (кости, перья, скорлупа яиц) для контрольных сопоставлений с современными птицами, как было использовано автором для оценки динамики состояния загрязнения тяжелыми металлами и радионуклидами современных экосистем Монголии. Метод использования костных остатков от ветхих экземпляров старых коллекций, коллекций образцов погибших птиц или брошенных кладок в будущем должен стать одним из основных методов отбора образцов для экотоксикологического мониторинга, поскольку задача сохранения биологического разнообразия занимает важнейшее место в охране природы и природных ресурсов.

Птицы широко используются в мониторинге окружающей среды, Изменение загрязнения в местах обитания птиц сразу отражается в степени накопления тяжелых металлов. Так, исследования в Нью-Йорке показали, что уровни свинца в перьях взрослых речных крачек с 1978 до 1985 г. постепенно снижались, затем до 1988 г. оставались стабильными и к 1992 г. вновь увеличились. У других птиц – розовых крачек, серебристых чаек и черного водореза – уровни загрязнения тяжелыми металлами в перьях были выше, чем у речных крачек. Отдельные особи содержали высокие концентрации металлов, вызывающие поведенческие отклонения и замедление роста.

Экологический риск и охрана птиц

Одна из важных задач современной экотоксикологии – оценка риска. В последние годы во многих странах мира выросли требования к оценке экологического риска от применения пестицидов. Последние исследования Агентства по защите окружающей среды США (Tiebout, Brugger, 1995) показали, что в оценке риска следует учитывать предсказания популяционной смертности. Важность этого критерия возросла при оценке веществ. Теперь ограничения к применению пестицидов стали более суровы, что позволило запретить ранее разрешенные к применению. "Приемлемая" смертность живых организмов после однократного применения пестицида была снижена с 50 до 8,8%. Новые ме-

тоды были разработаны с применением теоретических моделей, учитывающих популяционные потери, были использованы в оценке риска выживания региональной авифауны (птицы Флориды) в районе, где применяют пестициды для борьбы с москитами (фентион, малатион и налед). Некоторые группы (мелкие птицы, насекомоядные воробьиные) подвержены непосредственному экологическому риску, который объясняется их биологией, диетой и массой тела.

Существует проблема экологического риска птиц на путях пролета и зимовки, неразрывно связанная с вопросами охраны птиц. Одна из важных проблем – накопление хлорорганических загрязнителей птицами в местах зимовки. Мигрирующие птицы способны накапливать стойкие хлорорганические пестициды в местах зимовок. В США после запрещения применения ДДТ в 1972 г. долгие годы предполагали, что птицы аккумулируют этот токсикант во время зимовок в Латинской Америке. Это было подтверждено на сапсанах, кваквах, очковых караваяках, разнообразных мигрирующих водоплавающих, куликах и других видах птиц. Доказано (Мога, 1997), что накопление ДДЭ, наиболее устойчивого хлорсодержащего пестицида, осуществляется в большей части Мексики. Особенно опасными являются места, где ДДТ и ДДЭ широко применялись в прошлом, в частности в окрестностях хлопчатобумажных комбинатов Мексики и сельских районов штата Чапписа, где ДДТ широко использовали для борьбы с малярией. Остатки ХОС были определены в насекомоядных птицах Кореи в 1978–1979 гг.: 0,42 мкг/г в летних залетных, 0,08 мкг/г в резидентных и 0,045 мкг/г сыр. в. грудной мускулатуры в зимних мигрантах (Min et al., 1984). Обнаруженное в нашей работе загрязнение яиц ПХДФ и ПХДД в исчезающей популяции белоглазого нырка может свидетельствовать о риске в местах зимнего пребывания или на путях пролета. Меры, принимаемые в местах размножения птиц, без учета информации и мер в местах их пребывания вне репродуктивного периода могут не дать положительных результатов.

Не только загрязнение мест зимовок может приводить к накоплению ХОС в мигрирующих птицах. Мозаично загрязнение европейских побережий, служащих местами отдыха на путях пролета мигрирующих птиц, ПХБ. Яйца шилоклювки отличаются по составу и концентрации ПХБ от яиц других болотных птиц (Dietrich et al., 1997). Одним из объяснений может быть загрязнение в местах остановок птиц в период миграции, а также выбор кормового биотопа и пищевая специализация. Шилоклювки предпочитают мягкий субстрат и предпочитают жертв, в жировых тканях которых накапливаются ПХБ. Этот комплекс условий приводит к появлению "ПХБ-ловушек" на путях пролета.

Уровни хлорорганических пестицидов были определены в воробьиных птицах, неотропических мигрантах, популяции которых, как известно, сокращают свою численность (Nager et al., 1996). У 9 видов воробьиных птиц первого года и второго года жизни были найдены следы ДДЭ, дильдрин и гептахлорэпоксида в пределах от 0,385 до 27,4 нг/г. Уровни пестицидов не различались у двух возрастных групп

птиц. Эти мигранты получали пестициды через пищу на территории размножения или от самки, загрязненной экотоксикантами, или по двум причинам одновременно. Несмотря на то, что влияние этих низких остаточных уровней пестицидов на плодовитость воробьиных неизвестно, их присутствие в организме представляет потенциальную опасность для самих птиц и хищников, которые ими питаются.

За время нахождения на загрязненном водоеме водоплавающие могут достаточно быстро набирать высокие концентрации экотоксикантов. Так, выращенные на ферме двенадцатимесячные самки кряквы были выпущены в водоем со сточными водами после обработки растений в Булмингтоне, штат Индиана (США). Концентрация ПХБ в теле увеличивалась линейно со временем воздействия и достигла 16 мкг/г сырого веса через 100 дней после начала эксперимента. ПХБ в грудной мускулатуре достигли 3,9 мкг/г. Эти значения ПХБ оказались в числе рекордных значений, зарегистрированных у диких или охраняемых водоплавающих. Концентрации ПХБ в грудной мускулатуре (26–523 мкг/г веса жира) были в 50–1000 раз выше, чем рекомендуемые уровни для потребления в пищу людьми для домашней птицы в Канаде (0,5 мкг/г веса жира) и 9–176 раз выше, чем те же уровни, рекомендуемые в США (3,0 мкг/г веса жира). Концентрации ПХБ в теле и грудной мускулатуре достигали порога, отмеченного для рыб на Великих озерах, отнесенных в категорию несъедобных (1,9 мкг/г сырого веса) на 20 и 50-й день соответственно. Внутривидовые и межвидовые различия в накоплении ДДТ арктическими птицами (качурка Вильсона, большой поморник, антарктическая крачка и доминиканская чайка) связаны, прежде всего, с составом пищи и зимними миграциями в районы с высоким загрязнением ДДТ (Lukowski, 1983). Серебристые чайки, гнездящиеся в Финляндии, накапливают ДДТ и ПХБ на зимовках, поскольку молодые птицы в первое лето после вылупления содержат несущественные количества экотоксикантов (Lemmetynen et al., 1982). Чайки и крачки накапливали мирекс во время зимовки или миграционных остановок на оз. Онтарио и Гурон (Matrin et al., 1995).

Птицы подвергаются риску от воздействия свинцовой дроби, грузил, применяемых в рыбоводстве (Logie et al., 1995; Srebocan, Rattner, 1988; Work, Smith, 1996; Marn et al., 1988). Эта проблема решена в некоторых странах. В частности в 1997 г. было запрещено производить свинцовую дробь. В нашей стране отсутствуют программы исследований, которые помогли бы оценить ущерб, наносимый свинцовым загрязнением популяциям водоплавающих птиц.

Во многих странах мониторинг популяций птиц сочетается с экотоксикологическим контролем. В южной части Монитобы (Канада) ведется постоянный контроль за 12 колониями водоплавающих: американским белым пеликаном, ушастым бакланом, делавэрской чайкой, характеризующимися высокой численностью во всей стране, черношейной и западноамериканской поганками – а также контроль численности сокращающихся популяций речной крачки и чегравы (Koonz, Rakowski, 1985). Менеджмент на этих территориях включает строгие природоохранные меры, экологическое образование, управление территорией,

где размещена колония, и мониторинг известных и перспективных колоний.

Популяционную экотоксикологию птиц нужно использовать как одну из составляющих в определении стратегии охраны птиц. Исследованиями в этой области следует руководствоваться при выборе территорий для размещения новых заповедников, заказников и памятников природы. Неиспользованные территории (свалки, водоемы, образовавшиеся и пополняющиеся в результате сброса промышленных и бытовых стоков, сбросов вод с полей орошения) имеют большую вероятность попасть в список возможных ключевых орнитологических территорий, так как являются по многим причинам привлекательными для птиц: отсутствие фактора беспокойства, незамерзающие водоемы, наличие пищи. Все территории, пострадавшие в результате радиационных аварий, зоны добычи урана (Бештау) отданы под заповедники. Загрязненные территории в Брянской области отданы Министерству лесного хозяйства Российской Федерации под создание заказника. Эти меры могут приводить к отрицательным последствиям, которым подвергаются популяции птиц, в том числе и популяции редких видов. Заповедный режим на загрязненных территориях, таких как радиационные заповедники, способствует привлечению в эти места редких видов. Следует рассмотреть систему мер обустройства загрязненных территорий (Минева, 1991), являющихся местами зимовок, размножения или находящихся на пути мощных миграционных потоков, разработать стратегию землеустройства таких земель. Водноболотные угодья Полесья, пострадавшие от радиоактивного загрязнения, являются местом концентрации сотен тысяч водоплавающих, то же можно сказать и о водоемах на Восточно-Уральском радиоактивном следе. Около 300 тыс. уток и лысух зимует на сбросах Ленинградской атомной станции, где температура воды в течение зимы не снижается ниже 10°C. В Европе на теплых промышленных водоемах сформировались зимние популяции камышниц, многих видов уток и лебедей. Постепенно зимний ареал камышницы расширяется к северу, за счет освоения промышленных водоемов. На Копорской губе, а также на Севере Германии воды Балтийского моря, сильно загрязненные бытовыми и промышленными стоками, не замерзают и при суровых морозах. Эти акватории являются местами скопления водоплавающих птиц. В местах образования экопарков в городах, как и на любых природоохранных территориях, должен быть налажен экологический контроль состояния среды обитания птиц. Под экопарки не следует отводить брошенные земли, на которых бы птицы вымирали. Видимо, в будущем необходимо будет создавать специальные природоохранные фонды, которые могли бы выкупать относительно чистые территории для создания охраняемых орнитологических территорий. Следует принять меры для изучения мест концентрации водоплавающих птиц, где скапливается более 100 тысяч особей с целью налаживания экотоксикологического контроля за средой обитания. Меры охраны без экотоксикологического мониторинга в местах обитания гнездовых популяций могут быть недостаточны и убыточны. Таким образом, популяционная экотокси-

кология птиц может стать важной составляющей и в мониторинге, и в биоиндикации окружающей среды, и в охране птиц (Лебедева, 1995б).

При оценке ущерба окружающей среде необходимо руководствоваться не только исследованиями в изменениях численности или учетом погибших птиц в месте выброса, но можно доказывать неблагоприятное воздействие токсических выбросов, зная спектры содержания в них веществ, и на отдаленных территориях, если птицам был принесен ущерб через какое-то время.

Современная экотоксикология дает в руки природоохранным организациям мощный инструмент для снижения риска воздействия на окружающую среду.

ЛИТЕРАТУРА

Авилова К.В., Корбут В.В., Фокин С.Ю. Урбанизированная популяция водоплавающих (Anas platyrhynchos) г. Москвы. М., 1994. 175 с.

Авцын А.П., Жаворонков А.А., Риш М.А., Строчкова Л.С. Микроэлементы человека: (Этиология, классификация, органопатология). М.: Медицина, 1991. 496 с.

Бауман В.К. Кальций и фосфор, метаболизм и регуляция у птиц. Рига: Зинатне, 1968.

Безель В.С. Популяционная экотоксикология млекопитающих. М.: Наука, 1987. 127 с.

Безель В.С., Бельский Е.А. Репродуктивные показатели птиц-дуплогнезdnиков в условиях техногенного загрязнения среды обитания // Докл. РАН. 1994. Т. 338, № 4. С. 555–557.

Безель В.С., Большаков В.Н., Воробейчик Е.Л. Популяционная экотоксикология. М.: Наука, 1994. 80 с.

Безуглая Э.Ю., Расторгуева Г.П., Смирнова И.В. Чем дышит промышленный город. Л.: Гидрометеониздат, 1991. 253 с.

Беклемишев В.Н. Пространственная и функциональная структура популяций // Бюл. МОИП. Отд. биол. 1960. Т. 65, вып. 2. С. 41–50.

Бельский Е.А. О связи массы птенцов дуплогнезdnиков с техногенным загрязнением // Биота Урала: (Информационные материалы) / Ред. П.Л. Горчаковский. Екатеринбург: УрО РАН, 1994. С. 8–9.

Бельский Е.А., Бабушкина Н.Ф., Степанова З.Л., Поленц Э.А. О размножении мухоловки-пеструшки в условиях промышленного загрязнения // Чтения памяти профессора В.В. Станчинского. Смоленск, 1992. С. 85–88.

Бельский Е.А., Безель В.С., Ляхов А.Г. Характеристика репродуктивных показателей птиц-дуплогнезdnиков в условиях техногенного загрязнения // Экология. 1995а. № 2. С. 146–152.

Бельский Е.А., Безель В.С., Поленц Э.А. Ранние стадии гнездового периода птиц-дуплогнезdnиков в условиях техногенного загрязнения // Там же. 1995б. № 1. С. 46–52.

Бельский Е.А., Ляхов А.Г. Оценка состояния птиц наземных экосистем на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС) // Механизмы поддержания биологического разнообразия: (Материалы конф.). Екатеринбург: Екатеринбург, 1995. С. 14–16.

Биоиндикация загрязнений наземных экосистем / Под ред. Шуберта. М.: Мир, 1988. 350 с.

Биоиндикация и мониторинг / Под ред. Д.А. Криволицкого. М.: Наука, 1991. 289 с.

Блакберн А.А. Микроэлементный состав биоты заповедных экосистем Западного Тянь-Шаня как показатель воздействия антропогенного загрязнения (на примере животных Чаткальского биосферного заповедника); Дис. ... канд. биол. наук. М., 1996. 187 с.

Бобринский Н.А., Зенкевич Л.А., Бирштейн Я.А. География животных. М.: Сов. наука, 1946.

Большаков В.Н., Кубанцев Б.С. Половая структура млекопитающих и ее динамика. М.: Наука, 1984. 232 с.

Большаков В.Н., Садыков О.Ф., Бененсон И.Е. и др. Актуальные проблемы популяционного мониторинга // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Наука, 1987. Т. 10. С. 47–63.

Бояринова Ю.Г., Лебедева Н.В. Географическая изменчивость роста большой синицы // Материалы VI Совещ. "Вид и его продуктивность в ареале". СПб.: Гидрометеониздат, 1993. С. 82–84.

Брагин В.И., Хроков В.В., Березовиков Н.Н., Мурзов В.Н. Тяжелые металлы в организме млекопитающих и птиц, обитающих в зоне воздействия Карачаганского газоконденсатного месторождения // Вестн. Днепропетр. ун-та. 1993. Вып. 1. С. 94–95.

Бурдин К.С. Основы биологического мониторинга, М.: Изд-во МГУ, 1985. 158 с.

Буров Н.И., Рябцев И.А., Клыков О.В. Метаболизм радионуклидов в организме уток при длительном поступлении // Биоиндикация радиоактивных загрязнений. М.: Наука, 1999. С. 242–249.

Вавилов А.М. Экологические последствия гонки вооружений. М.: Междунар. отношения, 1984. С. 57–60.

Ваничева Л.К. Синантропные популяции сизых голубей и их использование при мониторинге тяжелых металлов в промышленных центрах Западной Сибири: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Новосибирск, 1997. 24 с.

Ваничева Л.К., Ксенц А.С. Опыт использования сизых голубей для индикации промышленных центров Западной Сибири тяжелыми металлами // Проблемы экологии человека в Сибири: Тез. докл. регион. конф. Новокузнецк, 1990. С. 57–59.

Ваничева Л.К., Ксенц А.С., Родимцев А.С. О специфике накопления тяжелых металлов в популяциях синантропных птиц // Материалы 10-й Всесоюз. орнитол. конф., 17–20 сент., 1991. Витебск, 1991. С. 2. С. 101–102.

Вахрушев А.А., Раутиан А.С. Исторический подход в экологии // Биологическое разнообразие: Подходы к изучению и сохранению. СПб.: Наука, 1992. С. 81–91.

Вернадский В.И. Записка об изучении живого вещества с геохимической точки зрения // Изв. Рос. АН. Сер. 6. 1921. Т. 15, № 1/18. С. 120–123.

Вернадский В.И. Химический состав живого вещества в связи с химией земной коры. Пг., 1922. 48 с.

Вернадский В.И. Очерки геохимии. М.; Л., 1927. 368 с.

Вернадский В.И. Живое вещество. М.: Наука, 1978. 358 с.

Вернадский В.И. Проблемы биогеохимии // Тр. Биогеохим. лаб. 1980. Т. 16. С. 9–226.

Виноградов А.П. Геохимия живого вещества. Л., 1932. 67 с.

Виноградов А.П. Химический элементный состав организмов и периодическая система Д.И. Менделеева // Тр. Биогеохим. лаб. 1935. Вып. 3. С. 5–30.

Виноградов А.П. Биогеохимические провинции и их роль в эндемии // Докл. АН СССР. 1938. Т. 18, № 4/5. С. 238–286.

Виноградов А.П. Биогеохимические провинции // Тр. Юбил. сессии, посвящ. 100-летию со дня рождения В.В. Докучаева. М.; Л., 1949. С. 12–35.

Виноградов А.П. О генезисе биогеохимических провинций // Тр. биогеохим. лаб. 1960. Т. 11. С. 3–7.

Виноградов А.П. Биогеохимические провинции и их роль в органической эволюции // Геохимия. 1963. № 3. С. 199–213.

Владышевский Д.В. Морфологические реакции птиц на изменение условий существования в антропогенном ландшафте // Проблемы эволюции. Новосибирск: Наука, 1973. Т. 3. С. 242–247.

Владышевский Д.В. Птицы в антропогенном ландшафте. Новосибирск: Наука, 1975. 197 с.

Влияние промышленных предприятий на окружающую среду / Под ред. Д.А. Криво-луцкого. М.: Наука, 1987. 320 с.

Войнар А.И. Биологическая роль микроэлементов в организме животных и человека. М., 1960. 544 с.

Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонов М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень). Екатеринбург: Наука, 1994. 280 с.

Воронов Б. Почему исчезли куропатки // Охота и охот. хоз-во. 1957. № 4.

Вредные химические вещества: Неорганические соединения элементов I–IV групп: Справ. изд. / Под ред. В.А. Филова и др. Л.: Химия, 1988.

Габер Н.А., Галинская И.А. Воздействие радиационного загрязнения на размеры и форму яиц мухоловки-пеструшки // Современные проблемы оологии. Липецк, 1993. С. 49–51.

Габер Н.А., Титар В.М. Эколого-генетический мониторинг поселений большой синицы в 30-километровой зоне ЧАЭС // Вестн. Днепропетр. ун-та. 1993. Вып. 1. С. 131–132.

Газинская А.Р. Об изменении орнитофауны леса, обработанного арборицидом // Вопросы экологии и биоценологии. Л.: Изд-во ЛГУ, 1969. Вып. 9. С. 58–62.

Гелашвили Д.Б. Экологический мониторинг: Методы биомониторинга. Нижний Новгород: Нижегород. ун-т, 1995. Ч. 1/2. 464 с.

Глазов М.В., Леонтьева О.А. Тяжелые металлы в позвоночных животных в зоне воздействия комбината "Печенганикель" // Вестн. Днепропетр. ун-та. 1993. Вып. 1. С. 90–93.

Дементьев Г.П. Географические расы *Suria ulula* L. // Сб. тр. Гос. зоол. музея. 1934. № 1.

Дементьев Г.П. Птицы. М., 1940. 856 с. (Руководство по зоологии; Т. 6).

Дементьев Г.П. Исследования по окраске позвоночных животных. 2. О развитии и эволюции окраски арктических птиц и млекопитающих. Особенности окраски пустынных позвоночных и их объяснения // Тр. Центр. бюро кольцевания. М., 1948а. Вып. 7. С. 7–41.

Дементьев Г.П. Исследования по окраске позвоночных животных. 3. Правило климатических вариаций окраски птиц и млекопитающих // Зоол. журн. 1948б. Т. 27, № 1. С. 47–52.

Дементьев Г.П. Замечания о виде и некоторых сторонах видообразования в зоологии // Там же. 1954. Т. 33, № 3. С. 525–536.

Дементьев Г.П. Исследования по окраске позвоночных животных. 4. Морфизм окраски у птиц фауны СССР // Там же. 1957. Т. 36, № 7. С. 1064–1075.

Дементьев Г.П. О некоторых вопросах дальнейшего развития орнитологии. Львов: Изд-во Львов. ун-та, 1962. 30 с.

Дементьев Г.П., Ларионов В.Ф. Исследование по окраске позвоночных животных. 2. О возникновении географических вариаций окраски // Зоол. журн. 1946. Т. 25, № 6. С. 481–494.

Добровольская Е.В. Содержание тяжелых металлов в перьевом покрове птиц как показатель техногенного загрязнения окружающей среды // Тяжелые металлы в окружающей среде // Под ред. В.В. Добровольского. М.: Изд-во МГУ, 1980. С. 94–98.

Добровольская Е.В. Корреляция содержания меди, свинца и цинка в перьевом покрове некоторых птиц // Тез. докл. и стендовых сообщ. XVIII Междунар. орнитол. конф. М., 1982. С. 145–147.

Добровольская Е.В. Содержание меди, свинца и цинка в перьевом покрове птиц // Экологические исследования и охрана птиц Прибалтийских республик: (Тез. докл. Прибалт. конф. молодых орнитологов, посвящ. 100-летию проф. Т. Иванаскауса). Каунас, 1983. С. 149–177.

Добровольская Е.В. Определение половой принадлежности малых белых гусей по микроэлементному составу оперения // Изучение птиц СССР, их охрана и рациональное использование: Тез. докл. I съезда Всесоюз. орнитол. о-ва и IX Всесоюз. орнитол. конф. Л.: Наука, 1986. Ч. 1. С. 202–203.

Добровольский В.В. Основы биогеохимии. М.: Высш. шк., 1998. 413 с.

Дольник В.Р., Виноградова Н.В., Гаврилов В.М. и др. Популяционная экология зяблика. Л.: Наука, 1982. 302 с.

Дольник Т.В., Дольник В.Р. Продукция и продуктивная энергия при откладке яиц у птиц // Тр. Зоол. ин-та АН СССР. 1992. С. 124–143.

Дубинин Н.П. Эволюция популяций и радиация. М.: Атомиздат, 1966. 743 с.

Журавель А.А. Физиология сельскохозяйственных животных. М.; Л.: Сельхозгиз, 1960. 297 с.

Закутинский Д.И., Парфенов Ю.Д., Селиванова Л.Н. Справочник по токсикологии радиоактивных изотопов. М.: Медгиз, 1962. 105 с.

Израэль Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды. Л.: Гидрометеоиздат, 1979.

Израэль Ю.А. Радиоактивное загрязнение земной поверхности // Вестн. РАН. 1998. Т. 68, № 10. С. 898–915.

- Ильенко А.И.* О формировании местных популяций у большой синицы // Зоол. журн. 1962. Т. 41, № 5. С. 736–743.
- Ильенко А.И.* Некоторые закономерности концентрирования искусственных радиоактивных изотопов птицами лесного биогеоценоза // Там же. 1970. Т. 49, № 12. С. 1884–1886.
- Ильенко А.И.* Концентрирование животными радиоизотопов и их влияние на популяцию. М.: Наука, 1974. 168 с.
- Ильенко А.И.* Экология домовых воробьев и их эктопаразитов. М.: Наука, 1976. 20 с.
- Ильенко А.И.* Взаимоотношения популяций позвоночных животных с биогеоценозом, загрязненным радиоактивными веществами // Радиоэкология позвоночных животных. М.: Наука, 1978. С. 24–32.
- Ильенко А.И., Крапивко Т.П.* Экология животных в радиационном биоценозе. М.: Наука, 1989. 244 с.
- Ильенко А.И., Рябцев А.И.* О гнездовом консерватизме некоторых видов водоплавающих птиц // Зоол. журн. 1974. Т. 53, № 2. С. 208–210.
- Ильенко А.И., Рябцев И.А., Федоров Д.Е.* Изучение территориального консерватизма открыто гнездящихся воробьиных методом радиоактивной метки популяции // Там же. 1975. Т. 54, № 11. С. 1678–1685.
- Ильенко А.И., Федоров Е.А.* Накопление радиоактивного цезия в популяциях наземных позвоночных // Там же. 1970. Т. 49, № 9. С. 1370–1376.
- Ильичев В.Д., Карташев Н.Н., Шилов И.А.* Общая орнитология. М.: Высш. шк., 1982. 464 с.
- Иноземцев А.А.* Роль насекомоядных птиц в лесных биогеоценозах. Л.: Изд-во ЛГУ, 1978. 264 с.
- Исаков Ю.А.* Элементарные популяции у птиц // Тр. Центр. бюро кольцевания. 1948. Вып. 7. С. 48–67.
- Исаков Ю.А.* К вопросу об элементарных популяциях у птиц // Изв. АН СССР. Сер. биол. 1949. № 1. С. 54–70.
- Исаков Ю.А.* Ареал и популяции у птиц и млекопитающих: Докл. д-ра биол. наук. М., 1963. 45 с.
- Кабата-Пендиас А., Пендиас Х.* Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 439 с.
- Кадочников Н.П.* О влиянии химической обработки лесных защитных полос на птиц // Зоол. журн. 1995. Т. 30, № 3.
- Казаков Б.А.* Отряд гусеобразные // Ресурсы живой фауны. Ростов н/Д., 1982. Ч. 2: Позвоночные животные суши. С. 178–196.
- Казаков Б.А., Ломадзе Н.Х., Гончаров В.Т.* Искусственные гнездовья для гусеобразных – надежный способ их воспроизводства в естественных условиях // Современное состояние ресурсов водоплавающих птиц: Тез. Всесоюз. семинара (20–23 окт., 1984). М., 1984. С. 282–283.
- Казаков Б.А., Ломадзе Н.Х., Гончаров В.Т.* О размножении кряквы на Веселовском водохранилище // Ресурсы животного мира Северного Кавказа: Тез. докл. науч.-практ. конф. Ставрополь, 1988. С. 76–80.
- Калякин В.Н., Кривошукский Д.А.* Данные о содержании радионуклидов в некоторых природных объектах с Новой Земли и ряда прилежащих районов // Новая Земля. М., 1993. Ч. 2: Труды Морской арктической комплексной экспедиции / Под общ. ред. П.В. Боярского. С. 57–90.
- Клюев Н.А.* Контроль суперэкоксикантов в объектах окружающей среды и источниках ее загрязнения // Журн. аналит. химии. 1996. Т. 51, № 2. С. 163–172.
- Кништаустас А.Ю.* Гнездование большой синицы в условиях загрязнения воздушной среды // Бюл. МОИП. Отд. биол. 1983. Т. 88, вып. 2. С. 17–20.
- Ковальский В.В.* Биогеохимические провинции и методы их изучения // Тр. Биогеохим. лаб. 1960. Т. 11. С. 8–32.
- Ковальский В.В.* Геохимическая экология. М.: Наука, 1974. 229 с.
- Ковальский В.В.* Геохимическая среда и жизнь. М., 1982. 78 с.
- Кожевникова Ю.Я.* Экология водоплавающих птиц Восточного Приазовья: Автореф. дис.... канд. биол. наук. Ростов н/Д, 1975. 27 с.

Константинов В.М., Лебедева И.Г. Проблемы регулирования численности массовых видов в городах // Экологические исследования в Москве и Московской области: Животный мир. М.: Наука, 1995. С. 63–78.

Корбут В.В. Структура гнездовых колоний грача и механизмы ее поддержания // Биол. науки. 1985. № 10. С. 33–38.

Корте Ф., Бахадир М., Клайн В. и др. Экологическая химия. М.: Мир, 1996. 396 с.

Кошелев А.И. Состояние крупнейшей в СССР зимовки камышницы под Одессой // Экология и поведение птиц. М.: Наука, 1988. С. 208–213.

Краснов Ю.В., Матишов Г.Г., Галактионов К.В., Савинова Т.Н. Морские колонизальные птицы Мурмана. СПб.: Наука, 1995. 224 с.

Кривенко В.Г. Значение Восточного Приазовья как резервата водоплавающих птиц СССР // Ресурсы водоплавающей птицы в СССР, их воспроизводство и использование. М., 1977. С. 49–52.

Кривенко В.Г., Виноградов В.Г., Грин Э., Перенноу К. Белоглазый нырок: Информ. бюл. междунар. программы Aythya пугоса. М., 1996. 7 с.

Криволицкий Д.А. Радиоэкология сообществ наземных животных. М.: Энергоатомиздат, 1983. 88 с.

Криволицкий Д.А. Индикационная зоология // Природа. 1985. № 7. С. 86–91.

Криволицкий Д.А. Биоиндикация в системе наук о контроле окружающей человека среды // Проблемы экологии. Петрозаводск: Карелия, 1990. С. 42–69.

Криволицкий Д.А. Почвенная фауна в экологическом контроле. М.: Наука, 1994. 269 с.

Криволицкий Д.А. Динамика биоразнообразия экосистем в условиях радиоактивного загрязнения // Докл. РАН. 1996а. Т. 347, № 4. С. 567–569.

Криволицкий Д.А. Стратегии выживания популяций животных в условиях радиоактивного загрязнения // Там же. 1996б. Т. 347, № 4. С. 568–570.

Криволицкий Д.А. Стратегии выживания популяций и динамика населения почвы в условиях радиоактивного загрязнения среды // Проблемы фундаментальной экологии / Ред. И.А. Шиллов. М.: Научный мир, 1999. С. 99–111.

Криволицкий Д.А., Мартышов В.З., Рябцев И.А. Воздействие радиоактивного загрязнения на животный мир в районе Чернобыльской АЭС в первый период после аварии (1986–1988 гг.) // Биоиндикация радиоактивных загрязнений. М.: Наука, 1999. С. 106–122.

Криволицкий Д.А., Новакова Э., Кузнецова Л.В. Животный мир суши как объект биоиндикации состояния окружающей среды // Прикладные аспекты программы "Человек и биосфера". М.: ВИНТИ, 1983. С. 27–36.

Криволицкий Д.А., Тихомиров Ф.А., Федоров Е.А. и др. Биоиндикация и экологическое нормирование на примере радиоэкологии // Журн. общ. биологии. 1986. Т. 47, № 4. С. 468–477.

Криволицкий Д.А., Тихомиров Ф.А., Федоров Е.А. и др. Действие ионизирующей радиации на биогеоценоз. М.: Наука, 1988. 240 с.

Криволицкий Д.А., Усачев В.Л., Рябцев И.А., Тарасов О.В. Миграция радионуклидов глобальных выпадений в трофических цепях биогеоценозов аридных зон // Журн. общ. биологии. 1989. Т. 50, № 5. С. 595–605.

Курочкин Е.Н., Кошелев А.И. Семейство Пастушковые // Птицы СССР: Курообразные, журавлеобразные. М.: Наука, 1987. С. 335–464.

Кусенков А.Н. Ооморфология и радиоактивное загрязнение окружающей среды // Современные проблемы оологии. Липецк, 1993. С. 84–85.

Лебедева Н.В. О биологии большой синицы // Малоизученные птицы Северного Кавказа. Ставрополь, 1990а. С. 131–134.

Лебедева Н.В. О биологии лазоревки // Там же. 1990б. С. 135–137.

Лебедева Н.В. Особенности размножения дуплогнездников на юго-западе Ростовской области // Материалы 10-й Всесоюз. орнитол. конф. Минск: Наука и техника, 1991а. Ч. 2, кн. 2. С. 25–26.

Лебедева Н.В. Взаимоотношения взрослых и птенцов в асинхронных выводках // Там же. 1991б. Ч. 2, кн. 2. С. 26–28.

Лебедева Н.В. Особенности поведения птенцов в асинхронных выводках дуплогнездников // Кавказский орнитологический вестник. Ставрополь, 1992а. № 3. С. 110–113.

- Лебедева Н.В. Фенология гнездования дуплогнездников на юго-западе Ростовской области // Там же. 1992б. № 4. С. 114–118.
- Лебедева Н.В. Географическая изменчивость трофической ниши большой синицы // Материалы VI Совещ. "Вид и его продуктивность в ареале". СПб.: Гидрометеоздат, 1993а. С. 108–109.
- Лебедева Н.В. Изменчивость ооморфологических характеристик у дуплогнездников в Ростовской области // Современные проблемы оологии. Липецк, 1993б. С. 89–91.
- Лебедева Н.В. Ночевки некоторых видов воробьиных (*Passeriformes*) в дуплянках зимой на юго-западе Ростовской области // Кавказский орнитологический вестник. Ставрополь, 1993в. № 5. С. 72–81.
- Лебедева Н.В. Гнездовая и послегнездовая смертность птенцов из асинхронных выводков некоторых воробьиных (*Passeriformes*) // Зоол. журн. 1994а. Т. 73, № 1. С. 122–131.
- Лебедева Н.В. Популяции большой синицы и мухоловки-пеструшки на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа // Докл. РАН. 1994б. Т. 335, № 4. С. 535–537.
- Лебедева Н.В. Птицы как биоиндикаторы загрязнений городских экосистем // Экология города: Материалы Междунар. конф. Ростов н/Д: NIS, 1995а. С. 150.
- Лебедева Н.В. Роль популяционной экотоксикологии птиц в оценке экологической безопасности территорий // Безопасность и экология горных территорий: Тез. докл. участников II Междунар. конф., 25–30 сент., 1995. Владикавказ: РИА Госкомиздата РСО-Алания, 1995б. С. 168–170.
- Лебедева Н.В. Методика мечения эмбриона в яйце для идентификации птенцов мелких воробьиных (*Passeriformes*) после вылупления // Зоол. журн. 1996а. Т. 75, № 5. С. 757–762.
- Лебедева Н.В. Накопление тяжелых металлов дождевыми червями и птицами // Проблемы почвенной зоологии: Тез. Первого Всерос. совещ. Ростов н/Д: Обл. ИУУ, 1996б. С. 80–81.
- Лебедева Н.В. Популяционная экотоксикология птиц // Докл. РАН. 1996в. Т. 351, № 3. С. 425–429.
- Лебедева Н.В. Накопление тяжелых металлов птицами на юго-западе России // Экология. 1997б. № 1. С. 41–46.
- Лебедева Н.В. Заметки о поведении врановых // Стрепет. 1998а. № 3. С. 27–28.
- Лебедева Н.В. Мультиэлементный анализ некоторых видов птиц Северного Кавказа // Кавказский орнитологический вестник. Ставрополь, 1998б. № 10. С. 76–83.
- Лебедева Н.В. Геохимические маркеры популяций птиц // Докл. РАН. 1999а. Т. 365, № 3. С. 420–424.
- Лебедева Н.В. Популяционная экотоксикология в биомониторинге и охране птиц: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. М., 1999. 50 с.
- Лебедева Н.В., Дроздов Н.Н., Криволицкий Д.А. Биоразнообразие и методы его оценки. М.: Изд-во МГУ, 1999б. 127 с.
- Лебедева Н.В., Казаков Б.А., Ломадзе Н.Х. Факторы, определяющие заселение искусственных гнездовий // Фауна и экология некоторых видов беспозвоночных и позвоночных животных Предкавказья. Краснодар: КГУ, 1990. С. 72–78.
- Лебедева Н.В., Кузиков И.В., Болдбаатор Ш., Шуктомова И.И. Птицы и млекопитающие Монголии как биоиндикаторы антропогенных загрязнений // Аридные экосистемы. 1997. Т. 3. № 5. С. 124–134.
- Лебедева Н.В., Рубцова А.Г. Территориальная структура грача *Corvus frugilegus* в Ростове-на-Дону // Кавказский орнитологический вестник. Ставрополь, 1995. № 7. С. 33–38.
- Лебедева Н.В., Рябцев И.А. Накопление радионуклидов в птицах // Биоиндикация радиоактивных загрязнений. М.: Наука, 1999. С. 72–84.
- Лебедева Н.В., Рябцев И.А., Белоглазов М.В. Популяционная радиоэкология птиц // Успехи соврем. биологии. 1996а. № 4. С. 432–446.
- Лебедева Н.В., Рябцев И.А., Белоглазов М.В. Радиоэкология модельного вида – популяции большой синицы в Чернобыле // V Междунар. науч.-техн. конф. "Чернобыль-96". Зеленый Мыс, 1996б. С. 361–362.

Лебедева Н.В., Савицкий Р.М. Концентрация тяжелых металлов у грачей в Ростовской области // Вопросы экологии и охраны природы Ставропольского края и сопредельных территорий: Материалы науч.-практ. конф. (11–12 дек. 1995 г.). Ставрополь, 1995а. С. 128–129.

Лебедева Н.В., Савицкий Р.М. Накопление тяжелых металлов в популяциях птиц на юго-западе России // Sustainable development: Environmental pollution and ecological safety: First Pract. Conf. (Dnipropetrovsk, Dec. 4–8, 1995). Dnipropetrovsk, 1995b. Vol. 2. P. 80–81.

Лебедева Н.В., Соколов В.Е., Шуктомова И.А. Птицы и млекопитающие Эфиопии в глобальном экологическом мониторинге // Докл. РАН. 1999. Т. 366, № 2. С. 280–284.

Лебедева Н.В., Тишков М.Ю., Рубцова А.Г. Территориальная структура пригородной и городской популяции грача *Corvus frugilegus* // Экология города: Материалы Междунар. конф. Ростов н/Д: NIS, 1995в. С. 151.

Лебедева Н.В., Цемпулик П., Бетлея Я. Поведение камышницы *Gallinula chloropus* на зимовке // Орнитология. 1998. № 28. С. 38–45.

Лебедева Н.В., Цыганкова Е.Е. Морфофизиологические особенности птенцов из асинхронных выводков // Биол. науки. 1989. № 8. С. 36–40.

Леванюк Л.С. Результаты гнездования диких уток в естественных условиях на водоемах Сладко-Лиманского охотхозяйства: Дипломная работа. Ростов н/Д, 1972. 72 с.

Левин А.С., Губин Б.М. Биология птиц интразонального леса (на примере воробьиных в пойме р. Урал). Алма-Ата: Наука, 1985. 248 с.

Лозановская И.Н., Орлов Д.С., Садовникова Л.К. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении. М.: Высш. шк., 1998. 287 с.

Ломадзе Н.Х., Лебедева Н.В. Рост и явление акселерации у птенцов зарянки *Erithacus rubecula* L. // Всесоюз. орнитол. конф.: Тез. докл. Кишинев, 1980. С. 93.

Ломадзе Н.Х., Лебедева Н.В. Влияние разновозрастности выводка на рост и развитие птенцов // Изучение птиц, их охрана и рациональное использование. Л.: Наука, 1986. Ч. 2. С. 14–15.

Ломадзе Н.Х., Лебедева Н.В. К вопросу о гетерохронном развитии птенцов в естественных выводках // III Всесоюз. конф. по поведению животных. М., 1983. Ч. 1: Механизмы поведения. С. 123–125.

Макрушин А.В. Биологический анализ качества вод. Л.: Наука, 1974. 60 с.

Макрушин А.В. Биоиндикация загрязнений внутренних водоемов // Биологические методы оценки природной среды. М.: Наука, 1978. С. 123–137.

Маркитан Л.В. К экологии гусеобразных Малого Кущеватого лимана: Дипломная работа. Ростов н/Д: РГУ, 1998. 116 с.

Маслов В.И. Радиэкология тетеревиных птиц в биогеоценозах ториевого района // Радиэкологические исследования в природных биогеоценозах / Ред. И.Н. Верховская М.: Наука, 1972. С. 191–215.

Маслов В.И., Маслова К.И. Радиэкологические группы млекопитающих и птиц биогеоценозов районов повышенной естественной радиоактивности // Там же. 1972. С. 161–173.

Медведев Н.В. Птицы и млекопитающие Карелии как индикаторы антропогенных загрязнений: Дис. ... канд. биол. наук. Петрозаводск, 1995. 151 с.

Мецлер Д.Э. Биохимия: Химические реакции в живой клетке: В 3 т. М.: Мир, 1980.

Микитюк А.Ю., Ермаков А.А. Влияние малых доз ионизирующего излучения на уровень базального метаболизма птиц // Биологические и радиэкологические аспекты последствий аварии на Чернобыльской атомной станции. М.: АН СССР, 1990. С. 68.

Милованова Г.А. Материалы по биологии большой синицы в гнездовой период // Тр. Приокско-Террас. заповедника. 1957. Т. 1. С. 226–286.

Минеева Н.Я. Эколого-географические аспекты охраны окружающей среды при обезвреживании радиоактивных отходов и радиоактивным загрязнении: Автореф. дис. ... д-ра геогр. наук. М., 1991. 51 с.

Мошсеев А.А., Размаев Н.В. Цезий-137 в биосфере. М.: Атомиздат, 1975. 182 с.

Мянд Р. Внутрипопуляционная изменчивость птичьих яиц. Таллинн: Валгус, 1988. 193 с.

Наумов Н.П. Экология животных. 2-е изд. М.: Высш. шк., 1963. 618 с.

Наумов Н.П. Структура популяций и динамика численности наземных позвоночных // Зоол. журн. 1967. Т. 46. № 10. С. 1470–1486.

- Наумов Н.П. Проблемы и задачи популяционной биологии // Развитие концепции структурных уровней в биологии. М., 1972. С. 322–331.
- Никаноров А.М., Жулидов А.В. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах. Л.: Гидрометеиздат, 1991. 312 с.
- Ноздрюхина Л.Р. Биологическая роль микроэлементов в организме животных и человека. М.: Наука, 1997. 184 с.
- Обухова Н.Ю., Креславский А.Г. Городской меланизм сизых голубей (*Columba livia*): Сравнительная демография одной колонии // Зоол. журн. 1985. Т. 64, № 3. С. 400–408.
- Пивоварова Е. Действие на дичь удобрений и химикатов // Охота и охот. хоз-во. 1959. № 3.
- Покаржевский А.Д. Геохимическая экология наземных позвоночных М.: Наука, 1985. 300 с.
- Покаржевский А.Д., Усачев В.Л. Животные в миграции искусственных радионуклидов в природных экосистемах // Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале. М.: Наука, 1993. С. 48–67.
- Полец Э.А., Бельский Е.А. О влиянии техногенного загрязнения на репродуктивные показатели птиц // Очерки по экологической диагностике / Ред. В.И. Стариченко. Свердловск: УрО АН СССР, 1991. С. 68–74.
- Поливанов В.М. О популяциях у птиц // Бюл. МОИП. Отд. биол. 1984. Т. 89, вып. 5. С. 63–74.
- Поливанов В.М. Популяционная структура вида и закономерности миграций у птиц, как теоретическая основа их охраны: Автореф. дис. ... д-ра. биол. наук. М., 1995. 49 с.
- Промптов А.Н. Об экологических факторах изоляции у птиц // Зоол. журн. 1934. Т. 13, № 4. С. 616–628.
- Промптов А.Н. Эколого-генетические факторы эволюционной дивергенции у птиц // Биол. журн. 1936. Т. 5, № 6. С. 1001–1010.
- Проссер Л. Сравнительная физиология животных: В 3 т. М.: Мир, 1977.
- Пушкарь И.Г., Воронова Л.Д., Денисова А.В., Борисова Т.А. Загрязненность свинцом фауны природных экосистем (по мировым данным) // Мониторинг фонового загрязнения природных сред. Л.: Гидрометеиздат, 1989. Вып. 5. С. 79–87.
- Реков Ю.И. Результаты гнездования диких уток в естественных условиях на водоемах Сладко-Лиманского охотхозяйства: Дипломная работа. Ростов н/Д, 1969. 47 с.
- Рустапов А.К. Еще раз о понятии жизненная форма в экологии животных // Проблемы орнитологии. Львов, 1964. С. 18–29.
- Рябцев И.А. Наблюдаемые отношения в звеньях пищевых цепей, ведущих к диким водоплавающим птицам и околотовным млекопитающим // Радиоэкология позвоночных животных. М.: Наука, 1978. С. 15–23.
- Рябцев И.А. Концентрирование радиоактивных изотопов водоплавающими и околотовными птицами и их радиационно-гигиеническое значение: Дис. ... канд. биол. наук. М., 1980. 131 с.
- Рябцев И.А., Лебедева Н.В. Радиоэкология птиц. Ростов н/Д: Биос, 1999. 64 с.
- Рябцев И.А., Тарасов О.В. Результаты исследования по радиоэкологии птиц // Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале. М.: Наука, 1993. С. 194–225.
- Савенко В.С. Биофильность химических элементов и ее отражение в химии океана // Вестн. МГУ. Сер. 5, География. 1997. № 1. С. 3–7.
- Савинова Т.Н. Химическое загрязнение северных морей. Апатиты, 1990. 145 с.
- Савинова Т.Н. Содержание загрязняющих веществ в морских птицах Баренцева моря: Результаты и перспективы исследований // Теоретические подходы к изучению экосистем морей Арктики и Субарктики. Апатиты, 1992. С. 113–116.
- Савинова Т.Н., Габриельсен Г.В. Хлорированные углеводороды и тяжелые металлы в баренцевоморских птицах. Препринт. Апатиты, 1994. 39 с.
- Савицкий Р.М., Лебедева Н.В., Савицкая Н.А. Видовой состав и динамика разнообразия птиц в городе Ростове-на-Дону // Кавказский орнитологический вестник. Ставрополь, № 10. 1998. С. 114–123.
- Сает Ю.Е., Смирнова Р.И., Сорокина Е.П. Город как техногенная геохимическая провинция // IX Всесоюз. конф. по пробл. микроэлементов в биологии. Кишинев, 1981. С. 42–45.

- Семенов-Тянь-Шаньский А.П.* Таксономические границы вида и его подразделений // Зап. Рос. АН. 1910. Т. 25, № 6.
- Серебровский А.С.* Генетический анализ популяций домашних кур горцев Дагестана // Журн. эксперим. биологии. 1926–1927. Т. 3, № 1/4. С. 62–146.
- Симкин Г.Н.* Актуальные проблемы изучения звукового общения птиц // Орнитология. 1982. № 17. С. 36–53.
- Симкин Г.Н.* Основные формы и стадии эволюции популяционных систем у птиц // Изучение птиц СССР, их охрана и рациональное использование. М., 1986. Ч. 2. С. 90–94.
- Симкин Г.Н.* На пути к разработке новых стратегий охраны и экологической оптимизации природной среды // Бюл. МОИП. Отд. биол. 1988. Т. 93, вып. 1. С. 11–23.
- Симкин Г.Н., Ильичев В.Д.* Географическая изменчивость голоса животных как экологическая и эволюционная проблема // Зоол. журн. 1965. Т. 64, № 4. С. 483–493.
- Соколов В.Е., Кривоуцкий Д.А.* (ред.) Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале. М.: Наука, 1993. 336 с.
- Соколов В.Е., Кривоуцкий Д.А., Усачев В.Л.* Дикие животные в глобальном экологическом мониторинге. М.: Наука, 1989. 150 с.
- Соколов В.Е., Кривоуцкий Д.А., Федоров Е.А.* и др. Принципы и методы использования диких животных в биомониторинге глобальных радиоактивных загрязнений // Успехи соврем. биологии. 1986. № 1. С. 115–125.
- Соколов В.Е., Шаланки Я., Кривоуцкий Д.А.* и др. Международная программа по биомониторингу антропогенного загрязнения природной среды // Экология. 1990. № 2. С. 90–94.
- Соколова С.М., Абатуров Б.Д.* Минеральный состав растительных кормов и баланс элементов в пищеварительном тракте растительноядных млекопитающих африканской саванны (Гамбела, Эфиопия) // Териологические исследования в Эфиопии / Под ред. В.Е. Соколова. М.: Наука, 1995. С. 98–106.
- Стариченко В.И., Любашевский Н.М., Попов Б.В.* Индивидуальная изменчивость метаболизма остеотропных токсических веществ. Екатеринбург: Наука, 1993. 167 с.
- Сулей М.* (ред.) Жизнеспособность популяций: Природоохранные аспекты. М.: Мир, 1989. 224 с.
- Суцень Л.М., Пикулик М.М., Пленин А.Е.* (ред.) Животный мир в зоне аварии Чернобыльской АЭС. Минск: Наука і техника, 1995. С. 59.
- Тимофеев-Ресовский Н.В., Яблоков А.В., Глотов Н.В.* Очерк учения о популяции. М.: Наука, 1973. 277 с.
- Уразаев Н.А.* Биогеноценоз и болезнь. М.: Колос, 1978.
- Усачев В.Л.* Наземные животные – накопители радионуклидов глобальных выпадений // Радиэкология почвенных животных. М.: Наука, 1985. С. 60–66.
- Федоренко А.П.* Экспериментальная проверка действия инсектицидов и гербицидов на охотничье-промысловых птиц // Проблемы орнитологии: Тр. III Всесоюз. орнитол. конф. Львов: Изд-во Львов. ун-та, 1964. С. 125–131.
- Формозов А.Н.* Распределение, численность и некоторые черты поведения птиц как биологические индикаторы // II Всесоюз. орнитол. конф.: Тез. докл. М.: Изд-во МГУ, 1959. С. 17–19.
- Францевич Л.И., Гайченко В.А., Крыжановский В.И.* Животные в радиоактивной зоне. Киев: Наук. думка, 1991. 128 с.
- Хавеши Г.* Радиоактивные индикаторы. М.: Изд-во иностр. лит., 1950. 539 с.
- Хютин С.Н., Дмитриева Л.П.* Организация естественного поведения птенцов. М.: Наука, 1981. 135 с.
- Чуркина Н.М.* Некоторые вопросы влияния ядохимикатов и минеральных удобрений на птиц // Проблемы орнитологии: Тр. III Всесоюз. орнитол. конф. Львов: Изд-во Львов. ун-та, 1964. С. 120–124.
- Шварц С.С.* Влияние микроэлементов на животных в естественных условиях рудного поля // Тр. Биогеохим. лаб. 1954. Т. 10. С. 76–81.
- Шварц С.С.* Метод морфо-физиологических индикаторов в экологии наземных позвоночных животных // Зоол. журн. 1958. Т. 37, № 2. С. 161–173.
- Шварц С.С.* Популяционная структура вида // Там же. 1967. Т. 46. № 10. С. 1456–1467.
- Шварц С.С.* Экологические закономерности эволюции. М.: Наука, 1980. 277 с.

Шварц С.С., Смирнов В.С., Добринский Л.Н. Метод морфо-физиологических индикаторов в экологии наземных позвоночных. Свердловск, 1968. 384 с. (Тр. Ин-та экологии растений и животных).

Шилов И.А. Эколого-физиологические основы популяционных взаимоотношений у животных. М.: Изд-во МГУ, 1977. 263 с.

Шилов И.А. Физиологическая экология животных. М.: Высш. шк., 1985. 321 с.

Шишкин В.С. К радиоэкологии колониальных птиц // Радиоэкология позвоночных животных. М.: Наука, 1978. С. 10–14.

Шмидт-Нильсон К. Физиология животных: Приспособление и среда. Кн. 1. М.: Мир, 1982. 416 с.

Шуктомова И.И., Таскаев А.И. Роль птиц в накоплении и перераспределении тяжелых естественных радионуклидов в разных радиоэкологических условиях северной тайги // Биоиндикация радиоактивных загрязнений. М.: Наука, 1999. С. 205–212.

Шербатых Р.П. Использование искусственных гнездовых как метода ускоренного воспроизводства диких уток: Дипломная работа. Ростов н/Д, 1965. 57 с.

Экотоксикология и охрана природы / Под ред. Д.А. Кривоуцко, В.Ф. Бочарова. М.: Наука, 1988. 256 с.

Ядерная энциклопедия. М.: Благотворительный фонд Ярошинской, 1996.

Albanis T.A., Hela D.G., Hatzilakos D. Organochlorine residues in eggs of *Pelecanus crispus* and its prey in wetlands of Amvrakikos Gulf, north-western Greece // *Chemosphere*. 1995. Vol. 31, N 11/12. P. 4341–4349.

Albanis T.A., Hela D., Papakostas G., Goutner V. Concentration and bioaccumulation of organochlorine pesticide residues in herons and their prey in wetlands of Thermaikos Gulf, Macedonia, Greece // *Sci. Total Environ*. 1996. Vol. 182, N 1/3. P. 11–19.

Arnold R.L., Olson O.E., Carlson C.W. Dietary selenium and arsenic additions and their effects on tissue and egg selenium // *Poult. Sci*. 1973. Vol. 53. P. 847–854.

Auman H.J., Ludwig J.P., Sumner C.L. et al. PCBs, DDE, DDT, and TCDD-EQ in two species of albatross on Sand Island, Midway Atoll, North Pacific Ocean // *Environ. Toxicol. Chem*. 1997. Vol. 16, N 3. P. 498–504.

Bacher G.J., Norman F.J. Mercury concentrations in ten species of Australian waterfowl (family Anatidae) // *Austral. Wildlife Res*. 1984. Vol. 11, N 2. P. 387–390.

Balcomb R. Secondary poisoning of red-shouldered hawks with carbofuran // *J. Wildlife Manag*. 1983. Vol. 47, N 4. P. 1129–1132.

Balen J.H. van. A comparative study of the breeding ecology of the great tit *Parus major* in different habitats // *Ardea*. 1973. Vol. 61. P. 1–93.

Barrett R.T., Skaare J.U., Norheim G. et al. Persistent organochlorines and mercury in eggs of Norwegian seabirds 1983 // *Environ. Pollut. A*. 1985. Vol. 39. P. 79–93.

Becker P.H. Seabirds as monitor organisms of contaminants along the German North Sea coast // *Helgoländ. Meeresuntersuch*. 1989. Vol. 43. P. 395–405.

Becker P.H., Bueth A., Heidmann W. Schadstoffe in Gelegen von Brutvoegeln der deutschen Nordseekueste. 1. Chlororganische Verbindungen // *J. Ornithol*. 1985. Vol. 126, N 1. P. 29–51.

Bernatowicz J.A., Schempf P.F., Bowman T.D. Bald eagle productivity in south-central Alaska in 1989 and 1990 after the Exxon Valdez oil spill // *Proc. of the Exxon Valdez oil spill symp.* / Ed. S.D. Rice et al. Bethesda (Md.), 1996. Vol. 18. P. 785–797.

Beteja J., Cempulik P., Kwapulinski J. et al. Ecotoxicological characteristics of the winter habitat of the moorhen (*Gallinula chloropus*) // *Pollut. Environ*. 1993. № 3. P. 142–147.

Betts M.M. The food of the titmice in an oak woodland // *J. Anim. Ecol*. 1955. Vol. 24. P. 282–323.

Bickham J.W., Smolen M.J. Somatic and heritable effects of environmental genotoxins and the emergence of evolutionary toxicology // *Environ. Health Perspect*. 1994. Vol. 102, N 12, suppl. P 25–28.

Biessmann A., Mohammed A., Stanina P. Studies on the tissue disposition and fate of (super(14)C)toxaphene in Japanese quail // *Toxicology*. 1983. Vol. 28, N 1/2. P. 155–165.

Bieszcza-Kosch M. Variations in elemental composition (Ca, K, N, P and Mg) during postnatal development of Great Tit (*Parus major* L.): Ms. Thesis Jagiellonian Univ. 1979. 15 p.

Bilby L.V., Widdowson E.M. Chemical composition of growth in nestling blackbirds and thrushes // *Brit. J. Nutrit*. 1971. Vol. 25. P. 127–130.

- Blus L.J., Henny C.J., Lenhart D.J., Kaiser T.E.* Effects of heptachlor- and lindane-treated seed on Canada geese // *J. Wildlife Manag.* 1984. Vol. 48, N 4. P. 1097–1111.
- Botero J.E., Meyer M.W., Hurley S.S., Rusch D.H.* Residues of organochlorines in mallards and blue-winged teal collected in Colombia and Wisconsin, 1984–1989 // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1996. Vol. 31, N 2. P. 225–231.
- Bourne W.R.P.* Seabirds and pollution // *Marine pollution* / Ed. R. Johnston. L., 1976. P. 318–424.
- Bourne W.R.P., Vauk G.* Accumulation by birds // *Pollution of the North Sea: An assessment.* Herdelberg: Spilogea Verl., 1988. P. 579–595.
- Braun A.G., Horowicz P.B.* Lectin-mediated attachment assay for teratogens: Results with 32 pesticide // *J. Toxicol. Environ. Health.* 1983. Vol. 11, N 2. P. 275–286.
- Braune B.M.* Comparison of total mercury levels in relation to diet and molt for nine species of marine birds // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1987. Vol. 16, N 2. P. 217–224.
- Brisbin I.L., Jr.* Avian radioecology // *Current ornithology.* N.Y.: Plenumpress, 1991. Vol. 8. P. 69–140.
- Brothers N.P., Brown M.J.* The potential use of fairy prions (*Pachyptila turtur*) as monitors of heavy metal levels in Tasmanian waters // *Mar. Pollut. Bull.* 1987. Vol. 18. P. 132–134.
- Brown R.E., Brain J.D., Wang Ning.* The avian respiratory system: A unique model for studies of respiratory toxicosis and for monitoring air quality // *Environ. Health Perspect.* 1997. Vol. 105, N 2. P. 188–200.
- Burger J.* Heavy metal and selenium levels in feathers of Franklin's gulls in interior North America // *Auk.* 1996. Vol. 113, N 2. P. 399–407.
- Burger J.* Heavy metal and selenium levels in feathers of herring gulls (*Larus argentatus*): Differences due to year, gender, and age at Captree, Long Island // *Environ. Monit. Assess.* 1995. Vol. 38, N 1. P. 37–50.
- Burger J., Gochfeld M.* Effects of lead on growth in young herring gulls (*Larus argentatus*) // *J. Toxicol. Environ. Health.* 1988. Vol. 25, N 2. P. 227–236.
- Burger J., Gochfeld M.* Effects of varying temporal exposure to lead on behavioral development in herring gull (*Larus argentatus*) chicks // *Pharmacol. Biochem. Behav.* 1995a. Vol. 52, N 3. P. 601–608.
- Burger J., Gochfeld M.* Heavy metal and selenium concentrations in eggs of herring gulls (*Larus argentatus*): Temporal differences from 1989 to 1994 // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1995b. Vol. 29, N 2. P. 192–197.
- Burger J., Gochfeld M.* Heavy metal and selenium levels in birds at Agassiz National Wildlife Refuge, Minnesota: Food chain differences // *Environ. Monit. Assess.* 1996a. Vol. 43, N 3. P. 267–282.
- Burger J., Gochfeld M.* Heavy metal and selenium levels in Franklin's gull (*Larus pipixcan*) parents and their eggs // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1996b. Vol. 30, N 4. P. 487–491.
- Burger J., Horoszewski-Lavery M., Gochfeld M.* Temporal changes in lead levels in common tern feathers in New York and relationship of field levels to adverse effects in the laboratory // *Environ. Toxicol. Chem.* 1994. Vol. 13, N 4. P. 581–586.
- Burger J., Nisbet I.C.T., Gochfeld M.* Heavy metal and selenium levels in feathers of known-aged common terns (*Sterna hirundo*) // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1994. Vol. 26, N 3. P. 351–355.
- Burger J., Reilly S.M., Gochfeld M.* Comparison of lead level in bone, feathers, and liver of herring gull chicks (*Larus argentatus*) // *Pharmacol. Biochem. Behav.* 1992. Vol. 41, N 2. P. 289–293.
- Burger J., Viscido K., Gochfeld M.* Eggshell thickness in marine birds in the New York Bight 1970s to 1990s // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1995. Vol. 29, N 2. P. 187–191.
- Busby D.G., Pearce P.A., Garrity N.R., Reynolds L.M.* Effect of an organophosphorus insecticide on brain cholinesterase activity in white-throated sparrows exposed to aerial forest spraying // *J. Appl. Ecol.* 1983. Vol. 20, N 1. P. 255–263.
- Capdevielle M.C., Scanes C.G.* Effect of dietary acid or aluminum on growth and growth-related hormones in mallard ducklings (*Anas platyrhynchos*) // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1995. Vol. 29, N 4. P. 462–468.
- Carlisle E.M.* A silicon requirement for normal skull formation // *Fed. Proc.* 1977. Vol. 36. P. 1123.

- Carlisle E.M.* Silicon: An essential element for the chick // *Science*. 1972. Vol. 178. P. 619–621.
- Carpene E., Serra R., Isani G.* Heavy metals in some species of waterfowl of northern Italy // *J. Wildlife Dis.* 1995. Vol. 31, N 1. P. 49–56.
- Carpenter H.M., Harvey M.J., Buhler D.R.* The effect of tetrachlorohydroquinone on hexachlorobenzene-induced porphyrina in Japanese quail // *J. Toxicol. Environ. Health.* 1985. Vol. 15, N 1. P. 81–92.
- Clarh W.S.* Capture and banding of migrant raptors // *Isr. J. Zool.* 1995. Vol. 41, N 3. P. 237–242.
- Clay D.L., Brisbin I.L., Jr., Bush P.E., Provost E.E.* Pattern of mercury contamination in a wintering waterfowl community // *Proc. Annu. Conf. SE. Assoc. Fish and Wildlife. Agencies.* 1980. Vol. 32. P. 309–317.
- Clulow F.V., Lim T.P., Dave N.K., Avadhanula R.* Radium-266 levels and concentrations between water, vegetation, and tissues of ruffed grouse (*Bonasa umbellus*) from a watershed with uranium failings near Elliot Lake, Canada // *Environ. Pollut.* 1992. Vol. 77, N 1. P. 39–50.
- Connors P.G., Anderlini V.C., Risebrough R.W., Gilbertson M., Hays H.* Investigations of metals in common tern populations // *Canad. Field. Natur.* 1975. Vol. 89. P. 157–162.
- Cornio J.C., McQueen D.J.* Adverse effects of 15 ppm of p,p'-DDT on three generations of Japanese quail // *Canad. J. Zool.* 1973. Vol. 51. P. 1307–1312.
- Courtney W.A.M., Langston W.J.* Organochlorines in Antarctic marine systems // *Bull. Brit. Antarct. Surv.* 1981. N 53. P. 255–257.
- Cowie R.J., Hinsley S.A.* Breeding success of blue tits and great tits in suburban gardens // *Ardea.* 1987. Vol. 75, N 1. P. 81–90.
- Craig T.H., Halford D.K., Markham O.D.* Radionuclide concentrations in nesting raptors near nuclear facilities // *Wilson Bull.* 1979. Vol. 91. P. 72–77.
- Crue C.E., Hoffmann D.J., Beyer W.N., Franson L.P.* Lead concentrations and reproductive success in european starlings *Sturnus vulgaris* nesting within highway roadside verges // *Environ. Pollut. A.* 1986. Vol. 42. P. 157–182.
- Custer T.W., Custer C.M.* Transfer and accumulation of organochlorines from black-crowned night-heron eggs to chicks // *Environ. Toxicol. Chem.* 1995. Vol. 14, N 3. P. 533–536.
- Custer T.W., Franson J.C., Moore J.F.* Reproductive success and heavy metal contamination in Rhode Island common terns // *Environ. Pollut. A.* 1986. Vol. 41, N 1. P. 33–52.
- Custer T.W., Hensler G.L., Kaiser T.E.* Clutch size, reproductive success, and organochlorine contaminants in Atlantic coast black-crowned night-herons // *Arch.* 1983. Vol. 100, N 3. P. 699–710.
- Custer T.W., Hines R.K., Melancon M.J.* et al. Contaminant concentrations and biomarker response in great blue heron eggs from 10 colonies on the upper Mississippi River, USA // *Environ. Toxicol. Chem.* 1997. Vol. 16, N 2. P. 260–271.
- Custer T.W., Sparks D.W., Sobiech S.A.* et al. Organochlorine accumulation by sentinel mallards at the Winston-Thomas sewage treatment plant, Bloomington, Indiana // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1996. Vol. 30, N 2. P. 163–169.
- Daelemans F.F., Mehlum F., Schepens P.J.C.* Polychlorinated biphenyls in two species of Arctic seabirds from the Svalbard area // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 1992. Vol. 48, N 6. P. 828–834.
- Dahlgren R.B., Linder R.L.* Effects of dieldrin in penned pheasants through the third generation // *J. Wildlife. Manag.* 1974. Vol. 38. P. 320–330.
- Davis J.A., Fry D.M., Wilson B.W.* Hepatic ethoxyresorufin-O-deethylase activity and inducibility in wild populations of double-crested cormorants (*Phalacrocorax auritus*) // *Environ. Toxicol. Chem.* 1997. Vol. 16, N 7. P. 1441–1449.
- Day R.H., Murphy S.M., Wiens J.A.* et al. Effects of the Exxon Valdez oil spill on habitat use by birds in Prince William Sound, Alaska // *Ecol. Appl.* 1997. Vol. 7, N 2. P. 593–613.
- De Ment S.H., Chisolm J.J., Barber J.C., Strandberg J.D.* Lead exposure in an "urban" peregrine falcon and its avian prey // *J. Wildlife Dis.* 1986. Vol. 22, N 2. P. 238–244.
- De Sante D.F., Geupel G.R.* Landbird productivity in central coastal California: The relationship to annual rainfall, and a reproductive failure in 1986 // *Condor.* 1987. Vol. 89. P. 636–653.

- De Weese L.R., McEwen L.C., Settini L.A., Deblinger R.D.* Effects on birds of fenthion aerial application for mosquito control // J. Econ. Entomol. 1983. Vol. 76, N 4. P. 906–911.
- Dietrich D.R., Schmid P., Zweifel U.* et al. Mortality of birds of prey following field application of granular carbofuran: A case study Arch. Environ. Contam. Toxicol. 1995. Vol. 29, N 1. P. 140–145.
- Dietrich J., Ellenberg H.* Habicht Mauserfedern als hochintegrierende, standardisierte Umweltproben // Verh. Ges. Ökol. 1986. Bd. 14. S. 413–426.
- Dietrich S., Buethle A., Denker E., Hoetker H.* Organochlorines in eggs and food organisms of Avocets (*Recurvirostra avosetta*) // Bull. Environ. Contam. Toxicol. 1997. Vol. 58, N 2. P. 219–226.
- Dmowski K.* Lead and cadmium contamination of passerine birds (Starling) during their migration through a zinc smelter area // Acta ornithol. 1993. Vol. 28, N 1. P. 1–9.
- Dmowski K.* Comparison of heavy metal concentrations in tail feathers and internal tissues of Magpies from differently polluted areas // II Intern. Conf. "Trace elements: Effects on organisms and environment": Book of abstr. 1998. P. 37.
- Dmowski K., Karolewski M.* Cumulation of zinc, cadmium and lead in invertebrates and in some vertebrates according to the degree of an area contamination // Ekol. pol. 1979. Vol. 27. P. 333–349.
- Douthwaite R.J.* Occurrence and consequences of DDT residues in woodland birds following tsetse fly spraying operations in NW Zimbabwe // J. Appl. Ecol. 1995. Vol. 32, N 4. P. 727–738.
- Drasch G.A.* The urban pigeon (*Columba livia*, forma urbana) – a biomonitor for the lead burden of the environment // Environ. Monit. Assess. 1986. N 8.
- Eeva T., Lehikoinen E., Nurmi J.* Effects of ectoparasites on breeding success of great tits (*Parus major*) and pied flycatchers (*Ficedula hypoleuca*) in an air pollution gradient // Canad. J. Zool. Rev. Canad. Zool. 1994. Vol. 72, N 4. P. 624–635.
- Eeva T., Lehikoinen E., Pohjalainen T.* Pollution-related variation in food supply and breeding success in two hole-nesting passerines // Ecology. 1997a. Vol. 78, N 4. P. 1120–1131.
- Eeva T., Lehikoinen E., Sunell C.* The quality of pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) and great tit (*Parus major*) females in an air pollution gradient // Ann. Zool. Fenn. 1997b. Vol. 34, N 1. P. 61–71.
- El-Beegarmi M.M., Sunde H.E., Ganther H.E.* A mutual protective effect of mercury and selenium in Japanese quail // Poult. Sci. 1977. Vol. 56. P. 131–132.
- Elliott J.E., Scheuhammer A.M., Leighton F.A., Pearce P.A.* Heavy metal and metallothionein concentrations in Atlantic Canadian seabirds // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 1992. Vol. 22, N 1. P. 63–73.
- Elliott J.E., Wilson L.K., Langelier K.W., Norstrom R.J.* Bald eagle mortality and chlorinated hydrocarbon contaminants in livers from British Columbia, Canada, 1989–1994 // Environ. Pollut. 1996. Vol. 94, N 1. P. 9–18.
- Engler H.* Die Teichralle: Die neue Brehm-Bucherei. 1980. 228 S.
- Environmental behavior and dosimetry of radionuclides. 1. Strontium-90 // XXIX Ses. UN SCEAR. Vienna, 1980.
- Eriksson M.O.G., Henrikson L., Oscarson H.F.* Metal contents in liver tissues of non-fledged goldeneye, *Bucephala clangula*, ducklings: A comparison between samples from acidic, circumneutral, and limed lakes in South Sweden // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 1989. Vol. 18, N 102. P. 255–260.
- Erwin R.M.* The relevance of the Mediterranean Region to colonial waterbird conservation // Colonial Waterbirds. 1996. Vol. 19, N special P. 1–11.
- Eskildsen J., Grandjean P.* Lead exposure from lead pellets: Age-related accumulation in mute swans // Toxicol. Lett. 1984. Vol. 21, N 2. P. 225–229.
- Evans P.R., Laties V.G., Weiss B.* Behavioral effects of mercury and methylmercury // Fed. Amer. Soc. Exp. Biol. Fed. Proc. 1975. Vol. 35. P. 1858–1867.
- Evans P.R., Uttley J.D., Davidson N.C., Ward P.* Shorebirds (S.Os Charadrii and Scolopaci) as agents of transfer of heavy metals within and between estuarine ecosystems // Pollutant transport and fate in ecosystems / Ed. P.J. Coughtrey et al., 1987. Vol. 6. P. 337–352.
- Falandysz J., Florek A., Bergqvist P.A.* et al. PCDDs and PCDFs in breast muscles and liver of white-tailed sea eagles // Bromatol. Chem. Toksykol. 1996. Vol. 29, N 4. P. 407.
- Falandysz J., Szyfer P.* Chlorinated hydrocarbons in fish-eating birds wintering in the Gdansk Bay, 1981–82 and 1982–83 // Mar. Pollut. Bull. 1984. Vol. 15, N 8. P. 298–301.

- Feely H.W.* Worldwide deposition of strontium-90 through 1977 // *Environ. Measur. Lab. Environ. Quart. Rep.* 1978. N 344. P. 1.19–1.41.
- Fimreite N., Brun E., Foslie A.* et al. Mercury in eggs of Norwegian seabirds // *Astarete*. 1974. Vol. 1. P. 71–75.
- Fimreite N., Fyfe R.W., Keith J.A.* Mercury contamination of Canadian prairie seed eaters and their avian predators // *Canad. Field Natur.* 1970. Vol. 84. P. 269–276.
- Fimreite N., Holsworth W.H., Keith J.A.* et al. Mercury in fish and fish-eating birds near sites of industrial contamination in Canada // *Ibid.* 1971. Vol. 85. P. 211–219.
- Fimreite N., Kveseth N., Brevik E.M.* Mercury, DDE, and PCBs in eggs from Norwegian Gannet Colony // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 1980. Vol. 24. P. 142–144.
- Fitzner R.E., Gray R.H., Hinds W.T.* Heavy metal concentrations in great blue heron fecal castings in Washington State: A technique for monitoring regional and global trends in environmental contaminants // *Ibid.* 1995. Vol. 55, N 3. P. 398–403.
- Flint P.L., Petersen M.R., Grand J.B.* Exposure of spectacled eiders and other diving ducks to lead in western Alaska // *Canad. J. Zool. Rev. Canad. Zool.* 1997. Vol. 75, N 3. P. 439–443.
- Focardi S., Fossi C., Leonzio C.* et al. Persistent organochlorine residues in fish and water birds from the Biobio River, Chile // *Environ. Monit. Assess.* 1996. Vol. 43, N 1. P. 73–92.
- Ford R.G., Bonnell M.L., Varoujean D.H.* et al. Total direct mortality of seabirds from the Exxon Valdez oil spill // *Proc. the Exxon Valdez oil spill symp. / Ed. S.D. Rice.* et al.: Bethesda (Md.), 1996. Vol. 18. P. 684–711.
- Fossi M.C., Casini S., Marsili L.* Porphyrins in excreta: A nondestructive biomarker for the hazard assessment of birds contaminated with PCBs // *Chemosphere*. 1996. Vol. 33, N 1. P. 29–42.
- Frank R., Lumsden H., Barr J.F., Braun H.E.* Residues of organochlorine insecticides, industrial chemicals, and mercury in eggs and in tissues taken from healthy and emaciated common loons, Ontario, Canada, 1968–1980 // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1983. Vol. 12, N 6. P. 641–654.
- Franke K.W., Moxon A.L., Poley W.E., Tully W.C.* Monstrosities produced by injection of selenium salt into hens' eggs // *Anat. Rec.* 1936. Vol. 65, N 1. P. 15–22.
- Franke K.W., Tully W.C.* A new toxicant occurring naturally in certain samples of plant foodstuffs. 5. Low hatchability due to deformities in chicks // *Poult. Sci.* 1935. Vol. 14. P. 273–279.
- Franson J.C., Petersen M.R., Meteyer C.U., Smith M.R.* Lead poisoning of spectacled eiders (*Somateria fischeri*) and of a common eider (*Somateria mollissima*) in Alaska // *J. Wildlife Dis.* 1995. Vol. 31, N 2. P. 268–271.
- Froeslie A., Holt G., Norheim G.* Mercury and persistent chlorinated hydrocarbons in owls *Strigiformes* and birds of prey *Falconiformes* collected in Norway during the periods 1965–1983 // *Environ. Pollut. B.* 1986. Vol. 11, N 2. P. 91–108.
- Fry D.M.* Vulnerability of avian populations to environmental pollutants // *Comments Toxicol.* 1996. Vol. 5, N 4/5. P. 401–414.
- Furness R.W.* Birds as monitors of pollutants // *Birds as monitors of environmental change / Ed. R.W. Furness, J.J.D. Greenwood.* L.: Chapman and Hall, 1993. P. 87–143.
- Furness R., Hutton M.* Pollutant levels in the great skua *Catharacta skua* // *Environ. Pollut.* 1979. Vol. 19. P. 261–268.
- Furness R.W., Lewis S.A., Mills J.A.* Mercury levels in plumage of adult red-billed gulls *Larus novaehollandiae scopulinus* of known sex and age // *Ibid.* 1990. Vol. 63. P. 33–39.
- Furness R.W., Muirhead S.J., Woodburn M.* Using bird feathers to measure mercury in the environment: Relationships between mercury content and moult // *Mar. Pollut. Bull.* 1986. Vol. 17. P. 27–30.
- Gaichenko V.A., Kryzhanovsky V.I., Stovbchaty V.N.* Post-accident state of the Chernobyl nuclear plant alinated zone faunal complexes // *Radiat. Biol. and Ecol.* 1994. Special Issue. P. 27–32.
- Gardner B.D., Connell A.D.* Chlorinated hydrocarbon pesticides and similar components in seabird eggs from the South Atlantic and Indian Oceans // *V Nat. oceanogr. symp.*, 24–28 Jan., 1983. Rhodes University, Grahamstown: Abstracts. SANCOR (South Africa), 1983. P. E4.
- Garten C.T., Jr., Trabalka J.R.* Evaluation of models for predicting terrestrial food chain behavior of xenobiotics // *Environ. Sci. Technol.* 1983. Vol. 17, N 10. P. 590–595.

- Getz L.L., Haney A.W., Leland H.V. et al. Transport and distribution in a watershed ecosystem // Lead in the environment. Castle House, 1979. P. 105-134.
- Gibb J.A., Betts M.M. Food and food supply of nestling tits (Paridae) in Breckland Pine // J. Anim. Ecol. 1963. Vol. 32. P. 489-533.
- Giesy J.P., Bowerman W.W., Mora M.A. et al. Contaminants in fishes from Great Lakes-influenced sections and above dams of three Michigan rivers. 3. Implication for health of bald eagles // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 1995. Vol. 29, N 3. P. 309-321.
- Gilsleider E., Oehme F.W. Some common toxicoses in raptors // Vet. Hum. Toxicol. 1982. Vol. 24, N 3. P. 169-170.
- Goede A.A. Mercury, selenium, arsenic and zinc in waders from the Dutch Wadden Sea // Environ. Pollut. A. 1985. Vol. 37, N 4. P. 287-309.
- Goede A.A., De Bruin M. Selenium in shorebird, the dunlin, from the Dutch Waddenzee // Mar. Pollut. Bull. 1985. Vol. 16. P. 115-117.
- Goede A.A., De Bruin M. The use of bird feather parts as a monitor for metal pollution // Environ. Pollut. B. 1984. Vol. 8. P. 281-291.
- Goede A.A., De Bruin M. The use of bird feathers for indicating heavy metal pollution // Monit. Mar. Environ. 1986. Vol. 7, N 3. pt 2. P. 249-256.
- Goede A.A., Nygard T., De Bruin M., Steinnes E. Selenium, mercury, arsenic and cadmium in the lifecycle of the dunlin, *Calidris alpina*, a migrant wader // Sci. Total Environ. 1989. Vol. 78. P. 205-218.
- Gorenzel W.P., Ryder R.A., Broun C.E. Reproduction and nest site characteristics of American coots at different altitudes in Colorado // Condor. 1982. Vol. 84. P. 59-65.
- Goutner V., Charalambidou I., Albanis T.A. Organochlorine insecticide residues in eggs of the Little Tern (*Sterna albigrons*) in the Axios Delta, Greece // Bull. Environ. Contam. Toxicol. 1997. Vol. 58, N 1. P. 61-66.
- Goutner V., Furness R.W. Mercury in feathers of little egret *Egretta garzetta* and night heron *Nycticorax nycticorax* chicks and in their prey in the Axios Delta, Greece // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 1997. Vol. 32, N 2. P. 211-216.
- Grasman K.A., Fox G.A., Scanton P.F., Ludwig J.P. Organochlorine-associated immunosuppression in pre fledgling Caspian terns and herring gulls from the Great Lakes: An ecoepidemiological study // Environ. Health Perspect. Suppl. 1996. Vol. 104, N suppl. 4. P. 829-842.
- Graveland J., Van der Wal R. Decline in snail abundance due to soil acidification causes eggshell defects in forest passerines // Oecologia. 1996. Vol. 105, N 3. P. 351-360.
- Grimshaw H.M., Oviatt J.D., Beits M.M., Gibb J.A. The mineral content of bird and insects in plantoids of *Pinus sylvestris* L. // Oikos. 1958. Vol. 9, N 1. P. 26-34.
- Gromadzki M. Variability of egg size of some of the forest birds // Ecol. pol. A. 1966. Vol. 14. P. 99-109.
- Grue C.E. Response of common grackles to dietary concentrations of four organophosphate pesticides // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 1982. Vol. 11, N 5. P. 617-626.
- Grue C.E., Hunter C.C. Brain cholinesterase activity in fledgling starlings: Implications for monitoring exposure of songbirds to ChE inhibitors // Bull. Environ. Contam. Toxicol. 1984. Vol. 32, N 2. P. 282-289.
- Grue C.E., Powell G.V.N., McChesney M.J. Care of nestlings by wild female starlings exposed to an organophosphate pesticide // J. Appl. Ecol. 1982. Vol. 19, N 2. P. 327-335.
- Grue C.E., Shipley B.K. Sensitivity of nestling and adult starlings to dicrotophos, an organophosphate pesticide // Environ. Res. 1984. Vol. 35, N 2. P. 454-465.
- Grue C.E., O'Shea T.J., Hoffman D.J. Lead concentrations and reproduction in highway-nesting barn swallows // Condor. 1984. Vol. 86, N 4. P. 383-389.
- Guruge K.S., Iwata H., Tanaka G., Tanabe S. Butyltin accumulation in the liver and kidney of seabirds // Mar. Environ. Res. 1997. Vol. 44, N 2. P. 191-199.
- Guruge K.S., Tanabe S., Fukuda M. et al. Accumulation pattern of persistent organochlorine residues in common cormorants (*Phalacrocorax carbo*) from Japan // Mar. Pollut. Bull. 1997. Vol. 34, N 3. P. 186-193.
- Guthova Z. Reproduction disorders in black-necked gull (*Larus ridibundus*) from a suburban colony near Ceske Budejovice, Southern Bohemia // Folia zool. 1993. Vol. 42, N 4. P. 295-302.

- Hacker C.S., Cheney M.A., Schroder G.D. Bioaccumulation of lead and cadmium in the Louisiana heron (*Hydranassa tricolor*) and the cattle egret (*Bubulcus ibis*) // *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 1981. Vol. 5, N 2. P. 211–224.
- Hacker C.S., Maedgen J.L., Schroder G.D., Weir F.W. Bioaccumulation of lead and cadmium in the Royal tern and Sandwich tern // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1982. Vol. 11, N 1. P. 99–102.
- Hahn E. Birds as bioindicators. Vienna, 1994. P. 361–364. (Bird Strike Committee Europe (BSCE). 22/WP; 58).
- Halford D.K., Markham O.D., Dickson R.L. Radiation doses to waterfow using a liquid radioactive waste disposal area // *J. Wildlife Manag.* 1982. Vol. 46, N 4. P. 905–914.
- Harper R.G., Frick J.A., Capparella A.P. et al. Organochlorine pesticide contamination in neotropical migrant passerines // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1996. Vol. 31, N 3. P. 386–390.
- Hasseltine S.D., Fair J.S., Sutcliffe S.A., Swineford D.M. Trends in organochlorine and mercury residue in common loon (*Gavia immer*) eggs from New Hampshire // *Trans Northeast Sect. Wildlife Soc.* 1983. Vol. 40. P. 131–141.
- Hasseltine S.D., Heinz G.H., Reichel W.L., Moore J.F. Organochlorine and metal residues in eggs of waterfowl nesting on islands in Lake Michigan of Door County, Wisconsin, 1977–1978 // *Pestic. Monit.* 1981. Vol. 15. P. 90–97.
- Hebert C.E., Norstrom R.J., Simon M. et al. Temporal trends and sources of PCDDs and PCDFs in the Great Lakes: Herring gull egg monitoring, 1981–1991 // *Environ. Sci. Technol.* 1994. Vol. 28, N 7, P. 1268–1277.
- Heinz G.H. Methylmercury: Reproductive and behavioral effect on three generations of mallard ducks // *J. Wildlife Manag.* 1979. Vol. 43, N 2. P. 394–401.
- Heinz G.H. Selenium accumulation and loss in mallard eggs // *Environ. Toxicol. Chem.* 1993. Vol. 12, N 4. P. 775–778.
- Heinz G.H., Hoffman D.J., Gold L.G. Impaired reproduction of mallards fed an organic form of selenium // *J. Wildlife Manag.* 1989. Vol. 53, N 2. P. 418–428.
- Heinz G.H., Hoffman D.J., Krynskiy A.J., Weller D.V.G. Reproduction in mallards fed selenium // *Toxicol. Chem.* 1987. Vol. 6. P. 423–433.
- Henny C., Griffin C.R., Stahlecker D.W. et al. Low DDT residues in plasma of bald eagles (*Haliaeetus leucocephalus*) wintering in Colorado and Missouri // *Canad. Field Natur.*, 1981. Vol. 95, N 3. P. 249–252.
- Henshel D.S., Martin J.W., Norstrom R.J. et al. Morphometric brain abnormalities in double-crested cormorant chicks exposed to polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, and biphenyls // *J. Great Lakes Res.* 1997. Vol. 23, N 1. P. 11–26.
- Hernandez L.M., Gonzales M.J., Fernandez M.A. Organochlorines and metals in Spanish imperial eagle eggs, 1986–87 // *Environ. Conserv.* 1988. Vol. 15, N 4. P. 363–364.
- Hernandez L.M., Rico M.C., Gonzales M.J. et al. Residues of organochlorine chemicals and concentrations of heavy metals in ciconiform eggs in relation to diet and habitat // *J. Environ. Sci. Health. Part B.* 1987. Vol. 22B, N 2. P. 245–258.
- Herrmann J., Frick K. Do stream invertebrates accumulate aluminium at low pH conditions? // *Water, Air, Soil Pollut.* 1995. Vol. 85, N 2. P. 407–412.
- Hill C.H. Reversal of selenium toxicity in chicks by mercury, copper, and cadmium // *J. Nutr.* 1974. Vol. 104. P. 593–598.
- Hill E.F., Fleming W.J. Anticholinesterase poisoning of birds: Field monitoring and diagnosis of acute poisoning // *Environ. Toxicol. Chem.* 1982. Vol. 1, N 1. P. 27–38.
- Hirsch U. The Waldraup-ibis *Geronticus eremita*, a contribution to the situation in the eastern part of its distribution area // *Vogelwelt.* 1980. Vol. 101, N 6. P. 219–236.
- Hoernfeldt B., Nyholm N.E.I. Breeding performance of Tengmalm's owl in a heavy metal pollution gradient // *J. Appl. Ecol.* 1996. Vol. 33, N 2. P. 377–386.
- Hoffman D.J., Eastin W.C., Jr. Effects of industrial effluents, heavy metals, and organic solvents on mallard embryo development // *Toxicol. Lett.* 1981. Vol. 9, N 1. P. 35–40.
- Hoffman D.J., Heinz G.H. Embryotoxic and teratogenic effects of selenium in the diet of mallards // *J. Toxicol. Health.* 1988. Vol. 24. P. 477–490.
- Hoffman D.J., Ohlendorf H.M., Aldrich T.W. Selenium teratogenesis in natural populations of aquatic birds in Central California // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1988. Vol. 17. P. 519–525.

- Hoffman D.J., Sileo L. Neurotoxic and teratogenic effects of an organophosphorus insecticide (phenyl phosphonothioic acid-O-ethyl-O-(4-nitrophenyl)ester) on mallard development // *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 1984. Vol. 73, N 2. P. 284–294.
- Hogstad O. Winter levels of cadmium, copper and zinc in the liver of passerines from an area with low long range air pollution in Central Norway // *Fauna Norv. C.* 1996. Vol. 19, N 2. P. 83–90.
- Holt G., Frosilie A., Norheim G. Mercury, DDE and PCB in the avian fauna in Norway // *Acta vet. scand. suppl.* 1979. Vol. 70. P. 1–28.
- Hope B., Scatolini S., Titus E., Cotter J. Distribution patterns of polychlorinated biphenyl congeners in water, sediment and biota from Midway Atoll (North Pacific Ocean) // *Mar. Pollut. Bull.* 1997. Vol. 34, N 7. P. 548–563.
- Howarth D.M., Grant T.R., Hulbert A.J. A comparative study of heavy metal accumulation in tissues of the crested tern, *Sterna bergii*, breeding near an industrial port before and after harbour dredging and ocean dumping // *Austral. Wildlife Res.* 1982. Vol. 9, N 3. P. 571–577.
- Howe F.P., Knight R.L., McEwen L.C., George T.L. Direct and indirect effects of insecticide applications on growth and survival of nestling passerines // *Ecol. Appl.* 1996. Vol. 6, N 4. P. 1314–1324.
- Hugen J., Hagen E., Ostbye E., Skar H.J. Some chemical elements in the body of the meadow pipit, *Anthus pratensis* L. // *Norw. J. Zool.* 1976. Vol. 24. P. 279–289.
- Huges J.A., Rosental E., Sparber S.B. Time dependent effects produced in chicks after prenatal injection of methylmercury // *Pharmacol. Biochem. Behav.* 1976. Vol. 4. P. 507–513.
- Hulse M., Mahony J.S., Schroder G.D. et al. Environmentally acquired lead, cadmium and manganese in the cattle egret, *Bubulcus ibis*, and laughing gull, *Larus atricilla* // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1980. Vol. 9. P. 65–78.
- Hutton M. Accumulation of heavy metals and selenium in three seabird species from the United Kingdom // *Environ. Pollut. A.* 1981. Vol. 26. P. 129–145.
- Irons D.B. Size and productivity of black-legged kittiwake colonies in Prince William Sound before and after the Exxon Valdez oil spill // *Proc. of the Exxon Valdez oil spill symp.* / Ed. S.D. Rice et al. Bethesda (Md.), 1996. Vol. 18, P. 738–747.
- Janiga M., Mankovska B., Bobal'ova M., Durcova G. Significance of concentrations of lead, cadmium and iron in the plumage of the feral pigeon // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1990. Vol. 19, N 6. P. 892–897.
- Jensen L.S. Modification of a selenium toxicity in chicks by dietary silver and cooper // *J. Nutrit.* 1975. Vol. 105. P. 769–775.
- Jones P.D., Hannah D.J., Buckland S.J. et al. Persistent synthetic chlorinated hydrocarbons in albatross tissue samples from Midway Atoll // *Environ. Toxicol. Chem.* 1996. Vol. 15, N 10. P. 1793–1800.
- Kaantee E., Kurkela P., Jaakkola K. Effects of dietary organic selenium content on fowls chicks and eggs // *J. Sci. Agr. Soc. Finl.* 1982. Vol. 52. P. 113–118.
- Kairu J.K. Heavy metal residues in birds of Lake Nakuru, Kenya // *Afr. J. Ecol.* 1996. Vol. 34, N 4. P. 397–400.
- Kelsall J.P., Pannekoek W.J. The mineral of plumage of vaptive lesser snow geese // *Canad. J. Zool.* 1976. Vol. 54, N 2.
- Kendall R.J., Scanlon P.F. Effect of chronic lead ingestion on reproductive characteristics of ringed turtle doves (*Streptopelia risoria*) and on tissue lead concentrations of adults and their progeny // *Environ. Pollut. A.* 1981. Vol. 26. P. 203–213.
- Kendall R.J., Scanlon P.F., Di Giulio R.T. Toxicology of ingested lead shot in ringed turtle doves // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1982. Vol. 11. P. 259–263.
- Kennamer R.A., McCreedy C.D., Brisbin I.L., Jr. Pattern of radiocesium contamination in eggs of free-ranging wood ducks // *J. Wildlife Manag.* 1993. Vol. 57, N 1. P. 716–724.
- Kim E.Y., Murakami T., Saeki K., Tatsukawa R. Mercury levels and its chemical form in tissues and organs of seabirds // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1996. Vol. 30, N 2. P. 259–266.
- Kim E.Y., Saeki K., Tanabe S. et al. Specific accumulation of mercury and selenium in seabirds // *Environ. Pollut.* 1996. Vol. 94, N 3. P. 261–265.
- King K.A., Cramartie E. Mercury, cadmium, lead and selenium in three waterbird species nesting in Galveston Bay, Texas, USA // *Colonial Waterbirds.* 1986. Vol. 9, N 1. P. 90–94.

- King K.A., Lefever C.A., Mulhern B.M. Organochlorine and metal residues in royal terns nesting on the central Texas coast // J. Field Ornithol. 1983. Vol. 54. P. 295–303.
- King K.A., Meeker D.L., Swineford D.M. White-faced ibis populations and pollutants in Texas, 1969–1976 // Southwest. Natur. 1980. Vol. 25. P. 225–240.
- Klaas E., Ohlendorf H.M., Cromartie E. Organochlorine residues and shell thicknesses in eggs of the clapper rail, common gallinule, purple gallinule, and limpkin (class Aves), Eastern and Southern United States, 1972–74 // Pesticide Monit. J. 1980. Vol. 14, N 3. P. 90–94.
- Kloemper-Sams P.J., Owens J.W. Environmental biomarkers as indicators of chemical exposure // J. Hazard. Mater. 1993. Vol. 35, N 2. P. 283–294.
- Koeman J.H., Hadderingh R.H., Bijleveld M.F.I.J. Persistent pollutants in the white-tailed eagle (*Haliaeetus albicilla*) in the Federal Republic of Germany // Biol. Conserv. 1972. Vol. 4, N 5. P. 373–377.
- Koolker G. Schwermetalle in Federn von Elstern (*Pica pica*) // J. Ornithol. 1986. Bd. 127, N 1. S. 9–23.
- Koontz W.H., Rakowski P.W. Status of colonial waterbirds nesting in southern Manitoba // Canad. Field Natur. 1985. Vol. 99, N 1. P. 19–29.
- Koranda J.J., Stuart M., Thompson S., Conrado C. Biogeochemical studies of wintering waterfowl in the Imperial and Sacramento valley (Livermore, 1979). (Rep. Lawrence Livermore Lab. Univ. of Calif.; N UCID-18288).
- Koskimies P., Vaisanen R.A. Monitoring bird populations. Helsinki: Zoological Museum, Finnish Museum of Natural History, 1991. 144 p.
- Koster M.D., Ryckman D.P., Weseloh D.V.C., Struger J. Mercury levels in Great Lakes herring gull (*Larus argentatus*) eggs, 1972–1992 // Environ. Pollut. 1996. Vol. 93. N 3. P. 261–270.
- Kottferova J., Korenekova B., Breyl I., Nadaskay R. Free-living animals as indicators of environmental pollution by chlorinated hydrocarbons // Toxicol. Environ. Chem. 1996. Vol. 53, N 1/4. P. 19–24.
- Kristin A., Lebedeva N.V., Pinowski J. The diet of nestling tree sparrow (*Passer mantanus*): Preliminary report // Intern. Stud. Sparrows. 1995. Vol. 20/21. P. 3–19.
- Kuletz K.J. Marbled murrelet abundance and breeding activity at Naked Island, Prince William Sound, and Kachemak Bay, Alaska, before and after the Exxon Valdez oil spill // Proc. of the Exxon Valdez oil spill symp. / Ed. S.D. Rice et al. Bethesda (Md.), 1996. Vol. 18. P. 770–784.
- Lacuna S., Gorris A., Riera M., Nadal J. Effects of air pollution on hematological parameters in passerine birds // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 1996. Vol. 31, N 1. P. 148–152.
- Lacuna S., Gorris A., Sanpera C., Nadal J. Metal accumulation in three species of passerine birds (*Emberiza cia*, *Parus major*, and *Turdus merula*) subjected to air pollution from a coal-fired power plant // Ibid. 1995. Vol. 28, N 3. P. 298–303.
- Larson J.M., Karasov W.H., Sileo L. et al. Ductive success, developmental anomalies, and environmental contaminants in double-crested cormorants (*Phalacrocorax auritus*) // Environ. Toxicol. Chem. 1996. Vol. 15, N 4. P. 553–559.
- Lebedeva N.V. Bird population as a bioindicators in environmental monitoring of localities contaminated of Sr-90 // Abstr. Biogeomonit. symp. on ecosystem behaviour. Prague: Czech Geol. Survey, 1993a. P. 173.
- Lebedeva N.V. Life-cycle analysis of the bird populations in ecotoxicology and environment quality control // Ecotoxicology and environmental chemistry – a global perspective. Lisbon, 1993b. P. 196–197.
- Lebedeva N.V. Biological effect of radioactive pollution on bird population // J. Ornithol. 1994a. Bd. 135. S. 135.
- Lebedeva N.V. Bird populations in the environment with Sr-90 // Ann. Up. Silesian Mus. Natur. Hyst. 1994b. Vol. 14. P. 117–122.
- Lebedeva N.V. Effects of radiation pollution of bird population // III Europ. conf. on ecotoxicology: Abstracts. Zürich, 1994c. P. 14.
- Lebedeva N.V. Young-adult interaction in asynchronous broods hole nesting passerines // Ann. Up. Silesian Mus. Natural History, 1994d. Vol. 14. P. 75–103.
- Lebedeva N.V. Bird population in radioactive polluted areas // Sustainable development: Environmental pollution and ecological safety: First Pract. conf. (Dnipropetrovsk, Dec. 4–8, 1995). Dnipropetrovsk, 1995a. Vol. 2. P. 80.

- Lebedeva N.V.* Bird populations as biomarkers of radioactive pollution in Russia // Radiation research, 1985–1995: Congr. proc. Wurzburg, 1995b. Vol. 1: Congress abstr. X Intern. congr. of radiation research. P. 327.
- Lebedeva N.V.* Birds and mammals of Mongolia and Vietnam in bioindication // Proc. IX Intern. symp. on bioindicators, Malaysia. Serdang, 1997a. P. 30–31.
- Lebedeva N.V.* Heavy metal and radionuclide concentration in birds from steppe ecosystems // Prospects for the European environment beyond 2000: Abstr. book of Seventh Annu. meet. of SETAC-Europe. Amsterdam, 1997b. P. 8. 12.
- Lebedeva N.V.* Trace elements as markers of geographical populations of birds // Trace elements: Effects on organisms and environment: Book of abstr. Katowice, 1998. P. 53.
- Lebedeva N.V.* Trends of bird populations in radioactive areas in Russia // Environmental science and vulnerable ecosystems: Fifth SETAC-Europe congr., Copenhagen, 25–28 June, 1995. Copenhagen: Kandrup, 1995. P. 95.
- Lebedeva N.V., Beloglazov M.V.* Patterns of radionuclide concentration in life-cycle in birds // Second SETAC World Congr.: Abstr. book. Pensacola: SETAC press, 1995a. P. 138.
- Lebedeva N.V., Beloglazov M.V.* The great tit as bioindicator of radionuclide pollution in the vicinity of the Chernobyl // VIII Intern. bioindicators symp., 1995b, Česke Budejovice, 1995b. P. 61.
- Lebedeva N.V., Beloglazov M.V.* The great tit as bioindicator of radionuclide pollution in the vicinity of the Chernobyl // Ibid. 1995 c. P. 61.
- Lebedeva N.V., Cempulik P., Bettleja J.* Content of heavy metals in wintering habitats of moorhen *Gallinula chloropus* // Metal compounds in environment and life. Forschungszentrum Julich, 1995. S. 124.
- Lebedeva N.V., Usachev V., Tarasov O.* Global radioactive trace elements in soils and ecosystems in Russia in Mediterranean landscapes of South Russia // Contaminated soils: Third Intern. conf. of the biogeochemistry of trace elements, 15–19 May, 1995: Abstracts. P., 1995. B. 1.
- Lee D.P., Honda K., Tatsukawa R., Won P.-O.* Distribution and residue level of mercury, cadmium and lead in Korean birds // Bull. Environ. Contam. Toxicol. 1983. Vol. 43. P. 550–555.
- Leifer R., Toonkel L.* Updating stratospheric inventories to April 1977 // Environ. Measur. Lab. Environ. Quart. Rep. 1978. N 344. P. 1.3–1.14.
- Lemly A.D.* Assessing the toxic threat of selenium to fish and aquatic birds // Environ. Monit. Assess. 1996. Vol. 43, N 1. P. 19–35.
- Lemmetyinen R., Rantamaeki P., Karlin A.* Levels of DDT and PCB's in different stages of life cycle of the Arctic tern *Sterna paradisaea* and the herring gull *Larus argentatus* // Chemosphere. 1982. Vol. 11, N 10. P. 1059–1068.
- Leonzio C., Fossi C., Focardi S.* Heavy metal and selenium in a migratory bird wintering in a mercury polluted lagoon // Bull. Environ. Contam. Toxicol. 1986. Vol. 37, N 2. P. 219–225.
- Lock J.W., Thompson D.R., Furness R.W., Bartle J.A.* Metal concentration in seabirds of the New Zealand region // Environ. Pollut. 1992. Vol. 75. P. 289–300.
- Logie J.W., Bryant D.M., Howell D.L., Vickery J.A.* Biological significance of U.K. critical load exceedance estimates for flowing waters: Assessments of dipper *Cinclus cinclus* populations in Scotland // J. Appl. Ecol. 1996. Vol. 33, N 5. P. 1065–1076.
- Loonen H., Van-de-Guchte C., Parsons J.R.* et al. Ecological hazard assessment of dioxins: Hazards to organisms at different levels of aquatic food webs (fish-eating birds and mammals, fish and invertebrates) // Sci. Total Environ. 1996. Vol. 182, N 1/3. P. 93–103.
- Ludwig J.P., Auman H.J., Weseloh D.V.* et al. Evaluation of the effects of toxic chemicals in Great Lakes cormorants: Has causality been established? // Colonial Waterbirds. 1995. Vol. 18, N Spec. Publ. 1. P. 60–69.
- Ludwig J.P., Kurita-Matsuba H., Auman H.J.* et al. Deformities, PCBs, and TCDD-equivalents in double-crested cormorants (*Phalacrocorax auritus*) and Caspian terns (*Hydroprogne caspia*) of the upper Great Lakes, 1986–1991: Testing a cause-effect hypothesis / J. Great Lakes Res. 1996. Vol. 22, N 2. P. 172–197.
- Lukowski A.B.* DDT and its metabolites in the tissues and eggs of migrating Antarctic seabirds from the regions of the South Shetland Islands // Pol. Polar Res. Pol. Badania Polarne. 1983. Vol. 4, N 1/4. P. 135–142.
- Lumeij J.T.* Clinicopathologic aspects of lead poisoning in birds: A review // Vet. Quart. 1985. Vol. 7. P. 133–136.

- Maedgen J.L., MacKer C.S., Schroder G.D., Weir F.W.* Bioaccumulation of lead and cadmium on the royal tern and sandwich tern // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 1982. Vol. 11. P. 99–102.
- Marr C.M., Mirarchi R.E., Lisano M.E.* Effects of diet and cold exposure on captive female morning doves dosed with lead shot // Ibid. 1988. Vol. 17, N 5. P. 589–594.
- Martin M.H., Coughtrey P.J.* Biological monitoring of heavy metal pollution, land and air. L.: Appl. sci. publ. 1982. 475 p.
- Martin P.A., Weseloh D.V., Bishop C.A.* et al. Organochlorine contaminants in avian wildlife of Severn Sound // Water Qual. Res. J. Canada. 1995. Vol. 30, N 4. P. 693–711.
- Mason C.F., Ekins G., Ratford J.R.* PCB congeners, DDE, dieldrin and mercury in eggs from an expanding colony of cormorants (*Phalacrocorax carbo*) // Chemosphere. 1997. Vol. 34, N 8. P. 1845–1849.
- Maurer B.A.* Geographical population analysis. Oxford, 1994. 190 p.
- McArthur M.L.B., Fox G.A., Peakall D.B., Philogene B.J.R.* Ecological significance of behavioral and hormonal abnormalities in breeding ring doves fed an organochlorine chemical mixture // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 1983. Vol. 12, N 3. P. 343–353.
- McNicol D.K., Mallory M.L., Mierle G.* et al. Leeches as indicators of dietary mercury exposure in nonpiscivorous waterfowl in central Ontario, Canada // Environ. Pollut. 1997. Vol. 95, N 2. P. 177–181.
- McNicol D.K., Walton R.A., Mallory M.L.* Monitoring nest box use by cavity-nesting ducks on acid-stressed lakes in Ontario, Canada // Wildlife Biol. 1977. Vol. 3, N 1. P. 1–12.
- Merchant M.E., Shukla S.S., Akers H.A.* Lead concentrations in wing bones of the mottled duck // Environ. Toxicol. Chem. 1991. Vol. 10, N 11. P. 1503–1507.
- Min B.Y., Tanabe S., Tatsukawa R., Shiraishi S.* Organochlorine compound residues in some insectivorous birds and a piscivorous bird, the eastern great white egret, *Egretta alba modesta*, in Korea // Sci. Bull. Fac. Agr. Kyushu Univ. 1984. Vol. 39, N 2/3. P. 69–75.
- Minkina T.M., Nikityuk N.V., Biryukova O.A.* The peculiarities of methodical provision of determination of mobile form content of heavy metals // Problems of anthropogenic soil formation: Abstr. of Intern. conf. Moscow, 1997. Vol. 3. P. 31–35.
- Minot E.* Effects of interspecific competition for food in breeding blue and great tits // J. Anim. Ecol. 1981. Vol. 50. P. 375–385.
- Moksnes K.* Selenium deposition in tissue and eggs of laying hens given surplus of selenium as selenomethionine // Acta vet. scand. 1983. Vol. 24. P. 34–44.
- Mora M.A.* Organochlorines and trace elements in four colonial waterbird species nesting in the lower Laguna Madre, Texas // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 1996. Vol. 31, N 4. P. 533–537.
- Mora M.A.* Transboundary pollution: Persistent organochlorine pesticides in migrant birds of the southwestern United States and Mexico // Environ. Toxicol. Chem. 1997. Vol. 16. N 1. P. 3–11.
- Moriarty F.* Bioaccumulation in terrestrial food chains // Appraisal of tests to predict the environmental behaviour of chemicals / Ed. P. Sheehan et. al. 1985. Vol. 25. P. 257–284.
- Moriarty F.* Ecotoxicology: The study of pollutants in ecosystems. 2nd ed. N.Y.: Acad. press, 1993. 289 p.
- Morrison M.L.* Bird population as indicators of environmental change // Current Ornithol. 1986. Vol. 3. P. 429–451.
- Muirhead S.J., Furness R.W.* Heavy metal concentrations in the tissue of seabirds from Gough Island, South Atlantic Ocean // Mar. Pollut. Bull. 1988. Vol. 19, N 6. P. 278–283.
- Mundy P.J., Grant K.I., Tannock J., Wessels C.L.* Pesticide residues and eggshell thickness of griffon vulture eggs in Southern Africa // J. Wildlife Manag. 1982. Vol. 46, N 3. P. 769–773.
- Murk A.J., Boudewijn T.J., Meininger P.L.* et al. Effects of polyhalogenated aromatic hydrocarbons and related cotaminants on common tern reproduction: Integration of biological, biochemical, and chemical data // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 1996. Vol. 31, N 1. P. 128–140.
- Murton R.K., Osborn D., Ward P.* Are heavy metals pollutants in Atlantic seabirds? // Ibis. 1978. Vol. 120. P. 106–107.
- Myklebust I., Nyboe S., Kaalaa J.A., Pedersen H.C.* Cadmium accumulation in willow ptarmigan (*Lagopus L. lagopus*) and rock ptarmigan (*L. mutus*) in Central Norway // Proc. of the II Europ. conf. on ecotoxicology. 1993. Vol. Suppl., pt. 1/2. P. 135–139.

- Nettleship D.N., Peakall D.V.* Organochlorine residue levels in three high arctic species of colonially-breeding seabirds from Prince Leopold Island // *Mar. Pollut. Bull.* 1987. Vol. 18. P. 434–438.
- Newton I., Haas M.B.* The return of the sparrowhawk // *Brit. Birds.* 1984. Vol. 72. N 2. P. 47–70.
- Nicholson J.K., Osborn D.* Kidney lesions in pelagic seabirds with high tissue levels of cadmium and mercury // *J. Zool.* 1983. Vol. 200. P. 99–118.
- Niholm N.E.I.* Heavy metal tissue levels, impact on breeding and nestling development in natural populations of pied flycatcher (*Aves*) in the pollution gradient from a smelter // *Ecotoxicology of soil organisms.* CRC press, 1994. P. 373–382.
- Niimi A.J., Lee H.B., Muir D.C.G.* Environmental assessment and ecotoxicological implications of the co-elution of PCB congeners 132 and 153 // *Chemosphere.* 1996. Vol. 32, N 4. P. 627–638.
- Noble D.G., Elliot J.E.* Environmental contaminants in Canadian seabirds, 1986–1984: trends and effects. Ottawa, 1986. 275 p. (Techn. Rep. Ser. Canad. Wildlife Service; N 13).
- Norris R.A.* Some effects of X-radiation on the breeding biology of Lasteran blue birds // *Auk.* 1958. Vol. 75, N 4. P. 444–455.
- Norstrom R.J., Clark T.P., Jeffrey D.A.* et al. Dynamics of organochlorine compounds in herring gulls (*Larus argentatus*). 1. Distribution and clearance of C14 DDE in free living gulls // *Environ. Toxicol. Chem.* 1986. Vol. 5. P. 41–48.
- Norstrom R.J., Clark T.P., Weseloch D.V.* Great Lakes monitoring using herring gulls // *Workshop on hazardous contaminants in Ontario, human and environmental studies.* Toronto, 1985. P. 86–98.
- Norstrom R.J., Hallett D.J., Sonstegardo R.A.* Soho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) and herring gull (*Larus argentatus*) as indicators of organochlorine contamination in Lake Ontario // *J. Fish Res. Board Canada.* 1978. Vol. 35. P. 1401–1409.
- Nybo S., Fjeld P.E., Jerstad K., Nissen A.* Long-range air pollution and its impact on heavy metal accumulation in dippers *Cinclus cinclus* in Norway // *Environ. Pollut.* 1996. Vol. 94, N 1. P. 31–38.
- Nybo S., Staurnes M., Jerstad K.* Thinner eggshells of dipper (*Cinclus cinclus*) eggs from an acidified area compared to a non-acidified area in Norway // *Water, Air, Soil Pollut.* 1997. Vol. 93, N 1/4. P. 255–266.
- Nyholm N.E.I.* Heavy metal tissue levels, impact on breeding and nestling development in natural populations of pied flycatcher (*Aves*) in the pollution gradient from a smelter // *Ecotoxicology of soil organisms* / Ed. M.H. Donker et al. CRC press, 1994. P. 373–382.
- Nyholm N.E.I., Sawicka-Kapusta K., Swiergosz R., Laczewska B.* Effects of environmental pollution on breeding populations of birds in southern Poland // *Water, Air, Soil Pollut.* 1995. Vol. 85, N 2. P. 829–834.
- Oakley K.L., Kuletz K.J.* Population, reproduction, and foraging of pigeon guillemots at Naked Island, Alaska, before and after the Exxon Valdez oil spill // *Proc. of the Exxon Valdez oil spill symp.* / Ed. S.D. Rice et al. Bethesda (Md.), 1996. Vol. 18. P. 759–769.
- Ochai K., Jin K., Itakura C.* et al. Pathological study of lead poisoning in whooper swans (*Cygnus cygnus*) in Japan // *Avian Dis.* 1992. Vol. 36, N 2. P. 313–323.
- Oehme F.W., Coppock R.W., Mostrom M.S., Khan A.A.* A review of the toxicology of air pollutants: Toxicology of chemical mixtures // *Vet. Hum. Toxicol.* 1996. Vol. 38, N 5. P. 371–377.
- Ohlendorf H.M.* Bioaccumulation and effects of in wildlife // *Selenium in agriculture and the environment.* 1984. P. 133–177. (SSSA Special Publ.; N 23).
- Ohlendorf H.M., Anderson D.E., Boellstorff D.E., Mulhern B.M.* Tissue distribution of trace elements and DDE in brown pelicans // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 1985. Vol. 35. P. 183–192.
- Ohlendorf H.M., Harrison C.S.* Mercury, selenium, cadmium, and organochlorines in eggs of three Hawaiian seabird species // *Environ. Pollut. B.* 1986. Vol. 11, N 3. P. 169–191.
- Ohlendorf H.M., Hoffman D.J., Saiki M.K., Aldrich T.W.* Embryonic mortality and abnormalities of aquatic birds: Apparent impacts of selenium from irrigation drainwater // *Sci. Total Environ.* 1986a. Vol. 52, N 1/2. P. 49–63.
- Ohlendorf H.M., Hothem R.L., Aldrich T.W., Krynsky A.J.* Selenium contamination of the Grasslands, a major California waterfowl area // *Ibid.* 1987. Vol. 66. P. 169–183.

- Ohlendorf H.M., Hothem R.L., Bunck C.M.* et al. Relationships between selenium concentrations and avian reproduction // *Trans North. Amer. Wildlife Natur. Resour. Conf.* 1986b. Vol. 51. P. 330–342.
- Ohlendorf H.M., Lowe R.W., Kelly P.R., Harvey T.E.* Selenium and heavy metals in San Francisco Bay diving ducks // *J. Wildlife Manag.* 1989. Vol. 50. P. 64–71.
- Ohlendorf H.M., Miller M.R.* Organochlorine contaminants in California waterfowl // *Ibid.* 1984. Vol. 48, N 3. P. 867–877.
- Orell M.* Nestling growth in the great tit *Parus major* and the willow tit *P. montanus* // *Ornis fennica.* 1983. Vol. 60, N 3. P. 65–82.
- Ort J.F., Latshow J.D.* The toxic level of sodium selenite in the diet of laying chickens // *J. Nutrit.* 1978. Vol. 108. P. 1114–1120.
- Osborn D., Young W.J., Gore D.J.* Pollutants in auks from the 1983 North Sea bird wreck // *Bird Stud.* 1984. Vol. 31, N 2. P. 99–102.
- Paasivirta J., Sarkka J., Pellen J., Humppi T.* Biocodes in eggs of aquatic birds: Competition of a food chain enrichment study for DDT, PCB and Hg // *Chemosphere.* 1981. Vol. 10. P. 787–794.
- Pain D.J., Bavoux C., Burneleau G.* Seasonal blood lead concentrations in marsh harriers *Circus aeruginosus* from Charente-Maritime, France: Relationship with the hunting season // *Biol. Conserv.* 1997. Vol. 81, N 1/2. P. 1–7.
- Palmer I.S., Arnold R.L., Carlson C.W.* Toxicity of various selenium derivatives to chick embryos // *Pollut. Sci.* 1973. Vol. 53. P. 1841–1846.
- Pastor D., Ruiz X., Barcelo D., Albaiges J.* Dioxins, furans and AHH-active PCB congeners in eggs of two gull species from the Western Mediterranean // *Chemosphere.* 1995. Vol. 31, N 6. P. 3397–3411.
- Peakall D.B., Lincer J.L.* Do PCBs cause eggshell thinning? // *Environ. Pollut.* 1996. Vol. 91, N 1. P. 127–129.
- Peakall D.B., Lincer J.L., Bloom S.E.* Embryonic mortality and chromosomal alterations caused by Aroclor 1254 in ring doves // *Environ. Health Perspect.* 1972. Vol. 1: Exp. Issue. P. 103–104.
- Piatt J.F., Anderson P.* Response of common murres to the Exxon Valdez oil spill and long-term changes in the Gulf of Alaska marine ecosystem // *Proc. of the Exxon Valdez oil spill symp.* / Ed. S.D. Rice et al. Bethesda (Md.), 1996. Vol. 18. P. 720–737.
- Piatt J.F., Ford R.G.* How many seabirds were killed by the Exxon Valdez oil spill? // *Ibid.* 1996. Vol. 18. P. 712–719.
- Pinowska B., Krasnincki K.* Changes in the content of magnesium, cooper, calcium, nitrogen and phosphorus in female house sparrow during the breeding cycle // *Ardea.* 1985. Vol. 73. P. 175–182.
- Pinowska B., Pinowski J.* The effect of mercury and cadmium on granivorous and predatory birds // *Kosmos A.* 1982. N 1/2.
- Pinowski J., Pinowska B., Krasnincki K., Tomek T.* Chemical composition of growth in nestling rooks *Corvus frugilegus* // *Ornis scand.* 1983. Vol. 14. P. 289–298.
- Poley W.E., Moxon A.L.* Tolerance levels of seleniferous grains in laying rations // *Pollut. Sci.* 1938. Vol. 17. P. 72–76.
- Poley W.E., Moxon A.L., Franke K.W.* Further studies of the effects of selenium poisoning on hatchability // *Ibid.* 1937. Vol. 16. P. 219–225.
- Powell G.V.N.* Reproduction by an altricial songbird, the redwinged blackbird, in fields treated with the organophosphate insecticide fenthion // *J. Appl. Ecol.* 1984. Vol. 21, N 1. P. 83–95.
- Presser T.S., Ohlendorf H.M.* Biogeochemical cycling of selenium in the San Joaquin Valley of California / *Environ. Manag.* 1987. Vol. 11. P. 805–821.
- Rattner B.A., Fleming W.J., Murray H.C.* Osmoregulatory function in ducks following ingestion of the organophosphorus insecticide fenthion // *Pestic. Biochem. Physiol.* 1983. Vol. 20, N 2. P. 246–255.
- Reichholf J.* Wasservoegel als Indikatoren des Gewaesserszustandes // *Decheniana Beih.* 1982. Bd. 26. S. 138–144.
- Reid M., Hacker C.S.* Spacial and temporal variation in lead and cadmium in the laughing gull, *Larus atricilla* // *Mar. Pollut. Bull.* 1982. Vol. 13, N 11. P. 387–389.

- Rocke T.E., Brand C.J., Mensik J.G. Site-specific lead exposure from lead pellet ingestion in sentinel mallards // J. Wildlife Manag. 1997. Vol. 61, N 1. P. 228–234.
- Rolev A.M. Zink, copper, bly og cadmium i fjer fra danske Fiskehejrer *Ardea cinerea* // Dansk orn. foren tidskr. 1983. Vol. 77. P. 13–24.
- Romanowski J., Pinowski J., Sawicka-Kapusta K., Wlostowski T. The effect of heavy metals upon development and mortality of *Passer domesticus* and *Passer montanus* nestlings: Preliminary report // Nestling mortality of granivorous birds due to microorganisms and toxic substances / Ed. J. Pinowski et al. Warszawa: PWN, 1991. P. 196–204.
- Rose G.A., Parker G.H. Effects of smelter emissions on metal levels in the plumage of ruffed grouse near Sudbury, Ontario, Canada // Cand. J. Zool. 1982. Vol. 60, N 11. P. 2659–2667.
- Rosental E., Sparber S.B. Methylmercury dicyandiamide: Retardation of detour learning in chicks hatched from injected eggs // Life Sci. 1972. Vol. 11. P. 883–892.
- Rotterman L.M., Monnett C. An embryo-daying technique for identification through hatching // Condor. 1984. Vol. 86, N 1. P. 79–80.
- Ryabtsev I.A., Beloglasov M.V., Lebedeva N.V. Population radioecology of the great tit *Parus major* in the vicinity of the Chernobyl nuclear power plant // Radiat. Biol. and Ecol. 1994. Special Issue. P. 37–42.
- Savinova T.N. Chemical pollution of the northern seas // Canad. Transl. Fish. and Aquatic Sci. 1991. N 5536. C. 113–116.
- Savinova T.N. Accumulation of chlorinated hydrocarbons in organs of gull from Barents Sea // Proc. of the conf. of Comit. Arctique Intern. Of the global significance of the transport and accumulation of polychlorinated hydrocarbons in the Arctic / Ed. F. Roots, R. Shearer. N.Y., 1993.
- Savinova T.N., Gabrielsen G.W. Environmental contaminations in Arctic seabirds // Intern. Nordic symp. on "Chemical in the Arctic-Boreal environment" / Ed. M. Luotola, E. Nurmi. Helsinki, 1993. P. 81.
- Savinova T.N., Polder A., Gabrielsen G.W., Skaare J.U. Chlorinated hydrocarbons residue levels in seabirds from the Barents Sea area // Proc. Intern. symp. on the ecol. effects of Arctic airborne contaminants. Reykjavik, 1993. P. 64.
- Sawicka-Kapusta K., Kozłowski J. Flow of heavy metals through selected homeotherm consumers // Ecol. Stud. 1984. Vol. 49. P. 139–142.
- Sawicka-Kapusta K., Kozłowski J., Sokolowska T. Heavy metals in tits from polluted forest in Southern Poland // Environ. Pollut. A. 1986. Vol. 42. P. 297–310.
- Scanlon P.F., Oderwaldt R.G., Dietrick T.J., Coggin J.L. Heavy metal concentrations in feathers of ruffed grouse shot by Virginia hunters // Bull. Environ. Contam. Toxicol. 1980. Vol. 25. P. 947–949.
- Scharenberg W. Cormorants (*Phalacrocorax carbo sinensis*) as bioindicators for polychlorinated biphenils // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 1991. Vol. 21. P. 536–540.
- Scheuhammer A.M. The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury, and lead in birds: A review // Environ. Pollut. 1987. Vol. 46, N 2. P. 263–295.
- Scheuhammer A.M., Dickson K.M. Patterns of environmental lead exposure in waterfowl in eastern Canada // Ambio. 1996. Vol. 25, N 1. P. 14–20.
- Scheuhammer A.M., McNicol D.K., Mallory M.L., Kerekes J.J. Relationships between lake chemistry and calcium and trace metal concentrations of aquatic invertebrates eaten by breeding insectivorous waterfowl // Environ. Pollut. 1997. Vol. 96, N 2. P. 235–247.
- Scheuhammer A.M., Norris S.L. The ecotoxicology of lead shot and lead fishing weights // Ecotoxicology. 1996. Vol. 5, N 5. P. 279–295.
- Schnell J.H. Some effects of neutron-gamma radiation on late summer bird populations // Auk. 1964. Vol. 81, N 4. P. 528–533.
- Schreiber R.W. The brown pelican: An endangered species? // Bioscience. 1980. Vol. 30, N 11. P. 742–747.
- Sell J.F., Horani F.G. Influence of selenium on toxicity and metabolism of methylmercury in chicks and quail // Nutrit. Rep. Intern. 1976. Vol. 14. P. 439–447.
- Shannon C.E., Weaver W. The mathematical theory of communication. Urbana: Univ. Ill. press, 1949. 117 p.
- Sharp B.E., Cody M., Turner R. Effects of the Exxon Valdez oil spill on the black oystercatcher // Proc. of the Exxon Valdez oil spill symposium / Ed. S.D. Rice et al. Bethesda (Md.), 1996. Vol. 18. P. 748–758.

- Silver T.M., Nudds T.D.* Influence of low-level cadmium and reduced calcium intake on tissue Cd concentrations and behaviour of American black ducks // *Environ. Pollut.* 1995. Vol. 90, N 2. P. 153–161.
- Simkiss K.* Calcium and avian reproduction // *Symp. Zool. Soc. London.* 1975. Vol. 35. P. 307–337.
- Smith L., Stalling D., Johnson J.* // *Anal. Chem.* 1984. Vol. 56. P. 1830–1842.
- Soboleva E., Kluyev N., Lebedeva N.* Distribution of polychlorinated dibenzo-p-dioxines (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs) in trophic chain at the rubbish heap in Rostov city // *Intern. Congr. on analytical chemistry: Abstracts.* Moscow; 1997. Vol. 2. N 95.
- Solonen T., Lodenius M.* Feathers of birds of prey as indicators of mercury contamination in southern Finland // *Holarctic Ecol.* 1990. Vol. 13, N 3. P. 229–237.
- Spies R.B., Rice S.D., Wolfe D.A., Wright B.A.* The effects of the Exxon Valdez oil spill on the Alaskan coastal environment // *Proc. of the Exxon Valdez oil spill symp.* / Ed. S.D. Rice et al. Bethesda (Md.), 1996. Vol. 18. P. 1–16.
- Srebocan E., Ratner B.A.* Heat exposure and the toxicity of one number four lead shot in mallards, *Anas platyrhynchos* // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 1988. Vol. 40, N 2. P. 165–169.
- Stewart F.M., Monteiro L.R., Furness R.W.* Heavy metal concentrations in Cory's shearwater, *Calonectric diomedea*, fledglings from the Azores, Portugal // *Ibid.* 1997. Vol. 58, N 1. P. 115–122.
- Stickel W.H., Stickel L.F., Dyrland R.A., Hughes D.L.* DDE in birds: Lethal residues and loss rates // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1984. Vol. 13, N 1. P. 1–6.
- Stoewsand G.S., Morse R.A., Bache C.A., Lisk D.J.* Deposition of cadmium in tissues of Coturnix quail fed honey bees // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 1987. Vol. 38, N 5. P. 783–788.
- Stoneburner D.L., Harisson C.S.* Heavy metal residues in sooty tern tissue from the Gulf of Mexico and North Central Pacific Ocean // *Sci. Total. Environ.* 1981. Vol. 17. P. 51–58.
- Straney D.O., Beaman B., Brisbin I.L., Jr., Smith M.N.* Radiocesium in birds of the Savannah River Plant // *Health Phys.* 1975. Vol. 28. P. 341–345.
- Stubblefield W.A., Hancock G.A., Ford W.H., Ringer R.K.* Acute and subchronic toxicity of naturally weathered Exxon Valdez crude oil in mallards and ferrets // *Environ. Toxicol. Chem.* 1995a. Vol. 14, N 11. P. 1941–1950.
- Stubblefield W.A., Hancock G.A., Prince H.H., Ringer R.K.* Effects of naturally weathered Exxon Valdez crude oil on mallard reproduction // *Ibid.* 1995b. Vol. 14, N 11. P. 1951–1960.
- Sturges F.W., Holmes R.T., Likens G.E.* The role of birds in nutrient cycling in a northern hard wood ecosystem // *Ecology.* 1974. Vol. 55, N 1. P. 149–155.
- Swiergosz R.* Cadmium, lead, zinc and iron levels in the tissues of pheasant *Phasianus colchicus* from southern Poland // *Global trends in wildlife management: Trans. XVIII IUGB Congr. Krakow, 1987.* Krakow; Warszawa: Swiat press, 1991. P. 443–437.
- Szefer P., Falandysz J.* Investigations of trace metals in long-tailed duck (*Clangula hyemalis* L.) from Gdansk Bay // *Sci. Total. Environ.* 1983. Vol. 29. P. 269–276.
- Szefer P., Falandysz J.* Trace metals in the bones of scaup ducks (*Aythya marila* L.) wintering in Gdansk Bay, Baltic Sea, 1982–83 and 1983–84 // *Ibid.* 1986. Vol. 53, N 3. P. 193–199.
- Thapar N.T., Guenther E., Carlson C.W., Olson O.E.* Dietary selenium and arsenic additions to diets for chickens over a life cycle // *Poult. Sci.* 1969. Vol. 48. P. 1988–1993.
- Thompson D.R., Furness R.W., Walsh P.M.* Historical changes in mercury concentrations in the marine ecosystem of the north and north-east Atlantic Ocean as indicated by seabird feathers // *J. Appl. Ecol.* 1992. Vol. 29, N 1. P. 79–84.
- Thompson D.R., Hamer K.C., Furness R.W.* Mercury accumulation in great skuas *Catharacta skua* of known age and sex, and its effects upon breeding and survival // *Ibid.* 1991. Vol. 28, N 2. P. 672–684.
- Tiebout H.M., III, Brugger K.E.* Ecological risk assessment of pesticides for terrestrial vertebrates: Evaluation and application of the U.S. Environmental Protection Agency's quotient model // *Conserv. Biol.* 1995. Vol. 9, N 6.
- Truhaut R.* Ecotoxicology: Objectives, principles and perspectives // *Ecotoxicol. and Environ. Safety.* 1977. N 1. P. 151–173.

Tully W.C., Franke K.W. A new toxicant occurring naturally in certain samples of plant foodstuffs. 6. A study of the effect of affected grains on growing chicks // *Poult. Sci.* 1935. Vol. 14. P. 280–284.

Turcek F.J. On plumage quantity in birds // *Ecol. pol. A.* 1966. Vol. 14. P. 617–634.

Turner J.C., Solly S.R.B., Mol-Krijnen J.C.M., Shanks V. Oganochlorines, fluorine, and heavy-metal levels in some birds from N.Z. estuaries // *N.Z. J. Sci.* 1978. Vol. 28. P. 99–102.

Twiss M.P., Thomas V.G., Bachmann R.W. et al. (ed.). Lead toxicosis in Canadian loons: The problem and legislative solutions // *Lake Reserv. Manag.* 1995. Vol. 11, N 2. P. 198.

Van den Berg M., Craena B.L.H.J., Sinnige T. et al. Biochemical and toxic effects of polychlorinated biphenyls (PCBs), dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs) in the cormorant (*Phalacrocorax carbo*) after in ovo exposure // *Environ. Toxicol. Chem.* 1994. Vol. 13, N 5. P. 803–816.

Vaughn-Weseloh D., Teeple S.M., Gilbertson M. Double-crested cormorants of the Great Lakes: Egg-laying parameters, reproductive failure, and contaminant residues in eggs, Lake Huron 1972–1973 // *Canad. J. Zool.* 1983. Vol. 61, N 2. P. 427–436.

Veiga J.P., Vinuela J. Hatching asynchrony and hatching success in the house sparrow: Evidence for the egg viability hypothesis // *Ornis scand.* 1993. Vol. 24, N 3. P. 237–242.

Veluz S., Goeldrin P., Praz J.-K. La pollution mercurielle de la faune sauvage en Suisse ramande // *Rev. suisse. agr.* 1976. Vol. 8, N 5. P. 122–129.

Wagner R.H., Marpls T.G. The breeding success of various passerine birds under chronic gamma irradiation stress // *Auk.* 1966. Vol. 83, N 4. P. 437–440.

Walker C.H. Pesticides and birds – mechanisms of selective toxicity // *Agr. Ecosyst. Environ.* 1983. Vol. 9, N 2. P. 211–226.

Walker C.H. Persistent pollutants in fish-eating sea birds – bioaccumulation, metabolism and effects // *Aquatic Toxicol.* 1990. Vol. 17. P. 293–324.

Walker C.H. The ecotoxicology of persistent pollutants in marine fish-eating birds // *Persistent pollutants in marine ecosystems* // Ed. C.H. Walker, D.R. Livingstone. Oxford etc., 1992. P. 211–232. (SETAC Special Publ. Ser.).

Walker C.H. Biochemical biomarkers in ecotoxicology – some recent developments // *Sci. Total Environ.* 1995. Vol. 171, N 1/3. P. 189–195.

Wallin K., Jaeras T., Levin M. et al. Reduced adult survival and increased reproduction in Swedish kestrels // *Oecologia.* 1983. Vol. 60, N 3. P. 302–305.

Walsh P.M. The use of seabirds as monitors of heavy metals in the marine environment // *Heavy metals in the marine environment* / Ed. R.W. Furness, P.S. Rainbow. N.Y.: CRC press, 1990. P. 183–204.

White D.H., Cromartie E. Bird use and heavy metal accumulation in waterbirds at dredge disposal impoundments, Corpus Christi, Texas // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 1985. Vol. 34, N 2. P. 295–300.

White D.H., King K.A., Mitchell C.A., Mulhern B.M. Trace elements in sediments, water, and American coots (*Fulica americana*) at a coal-fired power plant in Texas, 1979–1982 // *Ibid.* 1986. Vol. 36. P. 376–383.

White D.H., King K.A., Prouty R.M. Significance of organochlorine and heavy metal residues in wintering shorebirds at Corpus Christi, Texas, 1976–1977 // *Pestic. Monit. J.* 1980. Vol. 14. P. 58–63.

Whittaker R.H. Evolution and measurement of species diversity // *Taxon.* 1972. Vol. 21. P. 213–251.

Wiemeyer S.N., Hoffman D.J. Reproduction in eastern screech-owls fed selenium // *J. Wildlife. Manag.* 1996. Vol. 60, N 2. P. 332–341.

Wiens J.A., Crist T.O., Day R.H. et al. Effects of the Exxon Valdez oil spill on marine bird communities in Prince William Sound, Alaska // *Ecol. Appl.* 1996. Vol. 6, N 3. P. 828–841.

Willard W.K. Relative sensitivity of nestlings of wild passerine birds to gamma radiation // *Radioecology.* N.Y.; Wash. (D.C.): Reinhold, 1963. P. 345–349.

Williams A.J., Berruti A. Mineral and energy contributions of feathers molted by penguins, gull and cormorants to the Marion Island terrestrial ecosystems // *S. Afr. J. Antarct. Res.* 1978. Vol. 8. P. 71–74.

Williams L.L., Giesy J.P., Verbrugge D.A. et al. Polychlorinated biphenyls and 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin equivalents in eggs of double-crested cormorants from a colony near

Green Bay, Wisconsin, USA // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 1995. Vol. 29, N 3. P. 327–333.

Work T.M., Smith M.R. Lead exposure in Laysan albatross adults and chicks in Hawaii: Prevalence, risk factors, and biochemical effects // *Ibid.* 1996. Vol. 31, N 1. P. 115–119.

Wyllie I., Dale L., Newton I. Unequal sex-ratio, mortality causes and pollutant residues in long-eared owls in Britain // *Brit. Birds.* 1996. Vol. 89, N 10. P. 429–436.

Zach R., Mayoh K.R. Breeding biology of tree swallows and house wrens in a gradient of gamma radiation // *Ecology.* 1982. Vol. 63. P. 1720–1728.

Zimmermann G., Dietrich D.R., Schmid P., Schlatter C. Congener-specific bioaccumulation of PCBs in different water bird species // *Chlorinated dioxins, PCB and related compounds*, 1995. 1997. Vol. 34, N 5/7. P. 1379–1388.

СПИСОК НАЗВАНИЙ ПТИЦ

- Accipiter cooperii* – куперов ястреб
Accipiter gentilis – ястреб-тетеревятник
Accipiter nisus – ястреб-перепелятник
Accipiter striatus – полосатый ястреб
Acrocephalus scirpaceus – тростниковая камышевка
Aegithalos caudatus – длиннохвостая синица
Aegolus funereus – мохноногий сыч
Aegypius monachus – черный гриф
Aethya cristatella – большая конюга
Agelaius phoeniceus – красноплечий черный трупал
Aix sponsa – каролинская утка
Alca torda – гагарка
Alcedo atthis – зимородок речной
Alle alle – л्यорик
Anas acuta – шилохвость
Anas americana – америянская свиязь
Anas clypeata – широконоска
Anas crecca – чирок-свистунок
Anas cyanoptera – коричневый чирок
Anas discors – голубокрылый чирок
Anas gibberifrons – серый чирок
Anas platyrhynchos – кряква
Anas querquedula – чирок-трескунок
Anas rhynchotis – австралийская широконоска
Anas rubripes – американская черная кряква
Anas strepera – серая утка
Anas superciliosa – серая кряква
Ancer albifrons – белолобый гусь
Ancer caerulescens – белый гусь
Anser anser – серый гусь
Anser fabalis – гусь-гуменник
Anthus trivialis – лесной конек
Apus apus – черный стрижен
Apus pacificus – белопоясничный стрижен
Aquila chrysaetos – беркут
Aquila heliaca – могильник
Aquila rapax – степной орел
Ardea cinerea – серая цапля
Ardea herodias – большая голубая цапля
Ardea purpurea – рыжая цапля
Asio flammeus – болотная сова
Asio otus – ушастая сова
Athene cunicularia – кроличий сыч
Athene noctua – домовый сыч
Aythya ferina – красноголовый нырок
Aythya affinis – малая морская чернеть
Aythya australis – австралийский нырок
Aythya collaris – ошейниковая чернеть
Aythya fuligula – хохлатая чернеть
Biziura lobata – лопастная утка
Bonasa umbellus – воротничковый рябчик
Botaurus lentiginosus – американская выпь
Brachyramphus marmoratus – длинноклювый пьжик
Branta canadensis – канадский гусь
Bubo virginianus – виргинский филин
Bucephala albeola – малый гоголь
Bucephala clangula – гоголь
Bucephala islandica – исландский гоголь
Buteo buteo – канюк
Buteo hemialasius – курганник мохноногий
Buteo jamaicensis – краснохвостый сарыч
Buteo regalis – королевский канюк
Buteo rufinus – курганник
Buteo swainsoni – свенсонов канюк
Calcarius ornatus – украшенный подорожник
Calidris alba – песчанка
Calidris alpina – чернозобик
Calonectris diomedea – буревестник
Sterna albifrons – малая крачка
Carpodacus purpureus – пурпурная чечевичка
Catharus fuscescens – бурый короткоклювый дрозд
Catharus guttatus – пестрый американский дрозд
Catharus ustulatus – американский дрозд
Cepphus grille – обыкновенный чистик
Charadriidae – ржанковые
Charadrius cinctus – черногрудый зуек
Charadrius semipalmatus – перепончатопальный галстучник
Carduelis carduelis – щегол
Chenonetta jubata – гривистая утка
Chlidonias hybrida – белошекая крачка
Ciconia ciconia – белый аист
Cinclidium frontale – синеплечий дрозд
Cinclus cinclus – обыкновенная оляпка
Circus aeruginosus – болотный лунь
Circus cyaneus – лунь полевой
Circus macrourus – лунь степной
Clangula hyemalis – морянка
Coccothraustes coccothraustes – обыкновенный дубонос
Columba livia – сизый голубь
Columba palumbus – вяхирь
Corvus caurinus – северо-западная ворона
Corvus corax – черный ворон
Corvus cornix – серая ворона
Corvus corone – черная ворона

Corvus dauricus – даурская галка
Corvus frugilegus – грач
Coturnix coturnix – перепел
Coturnix japonica – японский перепел
Crex crex – коростель
Cygnus cygnus – лебедь-кликун

Dendrocopos leucotos – белоспинный дятел
Dendrocopos major – большой пестрый дятел
Dendroica caerulescens – синеспинный лесной певун
Dendroica virens – зеленый лесной певун
Diomedea exulans – странствующий альбатрос
Diomedea fusca – темноспинный дымчатый альбатрос
Diomedea nigripes – черноногий альбатрос
Driocopus martius – желна

Egretta thula – американская цапля
Egretta alba – большая белая цапля
Egretta garzetta – малая белая цапля
Emberiza calandra – просьянка
Emberiza cia – горная овсянка
Emberiza citrinella – обыкновенная овсянка
Emberiza hortulana – садовая овсянка
Empidonax minimus – малый эмпидонакс
Eremophila alpestris – рогатый жаворонок
Eudyptes crestatus – хохлатый пингвин
Euphagus cyanocephalus – блестящий малый трупиял

Falco cherrug – балобан
Falco columbarius – дербник
Falco mexicanus – мексиканский сокол
Falco naumanni – пустельга степная
Falco peregrinus – сапсан
Falco rusticolus – кречет
Falco sparverius – американская пустельга
Falco subbuteo – чеглок
Falco tinnunculus – пустельга обыкновенная
Falco vespertinus – чибчик
Ficedula hypoleuca – мухоловка-пеструшка
Fratercula arctica – атлантический тупик
Fringilla coelebs – зяблик
Fulica americana – американская лысуха
Fulica atra – лысуха
Fulmarus glacialis – глупыш

Galerida cristata – хохлатый жаворонок
Gallinago gallinago – бекас

Gallinago media – дупель
Gallinula chloropus – камышница
Garullis glandarius – сойка
Gavia immer – полярная гагара
Gyps fulvus – белоголовый сип

Haliaeetus albicilla – орлан-белохвост
Haliaeetus leucosephalus – белоголовый орлан
Himantopus mexicanus – ходулочник мексиканский (черношейный)
Hirundo rustica – деревенская ласточка
Hylocichla mustelina – лесной дрозд
Hypothymis azurea – голубой монарх

Ictobrychus minutus – волчок

Junco hyemalis – серый юнко

Lagopus lagopus – белая куропатка
Lagopus mutus – тундряная куропатка
Lanius collurio – сорокопуг-жулан
Lanius isabellinus – рыжехвостый жулан
Larus argentatus – серебристая чайка
Larus atricilla – атлантический хохотун
Larus canus – сизая чайка
Larus glaucescens – серокрылая чайка
Larus hyperboreus – бургомистр
Larus ichthyaetus – черноголовый хохотун
Larus novaehollandiae – австралийская чайка
Larus occidentalis – западная чайка
Larus philadelphia – бонапартова чайка
Larus pipixcan – франклиннова чайка
Larus ridibundus – обыкновенная чайка
Larus tridactyla – обыкновенная моевка
Lophodytes cucullatus – хохлатый крохаль
Luscinia svecica – варакушка
Luscinola melanorogon – тонкоклювая камышевка

Malacorhynchus membranaceus – розовоухая утка
Megasceryle alcyon – опоясанный пегий зимородок
Melanocorypha calandra – степной жаворонок
Mergus albellus – луток
Mergus merganser – большой крохаль
Mergus serrator – средний длинноносый крохаль
Milvus migrans – черный коршун
Mniotilta varia – пегая американская славка
Molothrus ater – буроголовый коровий трупиял
Motacilla flava – желтая трясогузка
Mycteria americana – американский клювач

Netta rufina – красноносый нырок
Nyctea scandiaca – белая сова
Nycticorax nycticorax – кваква

Oceanodroma leucorhoa – северная кочурка
Oenanthe isabellina – каменка-плясунья
Oenanthe oenanthe – каменка обыкновенная
Oenanthe pleschanka – каменка-плетанка
Oreocincla dauma – пестрый дрозд
Oreoscopes montanus – горный криво-
клювый пересмешник
Otus scops – сплюшка
Oxyura australis – австралийская савка
Oxyura jamaicensis – американская савка
Oxyura leucoserphala – савка

Pandion haliaetus – скопа
Parus ater – московка
Parus caeruleus – лазоревка
Parus cristatus – хохлатая синица
Parus major – большая синица
Passer ammodendri – саксаульный воробей
Passer domesticus – домовый воробей
Passer montanus – полевой воробей
Pelecanus crispus – кудрявый пеликан
Pelecanus onocrotatus – розовый пеликан
Perdix dauricae – даурская куропатка
Perdix perdix – серая куропатка
Perisoreus infaustus – кукушка
Pernis apivorus – осоед
Petronia petronia – каменный воробей
Phalacrocorax aristotelis – длинноносый ба-
клан
Phalacrocorax auritus – ушастый баклан
Phalacrocorax carbo – большой баклан
Phalacrocorax olivaceus – бигуанский баклан
Phalacrocorax pelagicus – берингов баклан
Phalaropus lobatus – красноносый плавунчик
Phasianus colchicus – фазан обыкновенный
Pheucticus ludovicianus – красногрудый ду-
боносый кардинал
Philomachus pugnax – турухтан
Phoenicosaia minor – малый фламинго
Phoenicopterus ruber – большой фламинго
Phoenicurus aureus – сибирская гори-
хвостка
Phylloscopus collybitis – пеночка-теньковка
Pica pica – сойка
Piranga olivacea – красно-черная пиранга
Plegadis chihi – очковая каравайка
Podiceps auritus – красношейная поганка
Podiceps griseus – серошекая поганка
Podiceps nigricollis – черношейная поганка
Podiceps hendersoni – монгольская сойка
Poocetes gramineus – вечерняя овсянка
Porzana parva – погоныш малый
Puffinus pacificus – клинохвостный буре-
вестник

Pyrgilauda (Montifringilla) davidiana
potonini – монгольский земляной воробей
Pyrrhocorax pyrrhocorax – клушица

Recurvirostra americana – американская ши-
локлювка
Recurvirostra avosetta – шилоклювка
Regulus regulus – желтоголовый королек
Rhynchops nigra – черный водорез

Scolopacidae – бекасовые
Seiurus aurocapillus – золотоголовый дроз-
довый певун
Serinus pusillus – красношпанный выюрок
Serinus serinus – выюрок
Setophaga ruticilla – американская гори-
хвостка
Sialia sialis – восточная сialisя
Sitta carolinensis – каролинский попол-
зень
Somateria fischeri – очковая гага
Somateria mollissima – обыкновенная
гага
Somateria spectabilis – гага-гребенушка
Sphyrapicus varius – желтобрюхий дятел-
сосун
Spinus spinus – чиж
Spizella breweri – пустынная воробьиная
овсянка
Stercorarius skua – большой поморник
Sterna albifrons – малая крачка
Sterna caspia – чеграва
Sterna dougallii – розовая крачка
Sterna fuscata – темная крачка
Sterna hirundo – речная крачка
Sterna paradisaea – полярная крачка
Stictonetta naevosa – крапчатая утка
Streptopelia decaocto – кольчатая горлица
Streptopelia orientalis – большая горлица
Streptopelia risoria – горлица (ring dove)
Strix aluco – серая неясыть
Strix nebulosa – бородатая неясыть
Strix uralensis – длиннохвостая неясыть
Sturnella neglecta – западный луговой тру-
сиал
Sturnus vulgaris – обыкновенный скворец
Sula bassana – северная олуша
Sula sula – красноногая олуша
Tachycineta bicolor – древесная американ-
ская ласточка
Tadorna ferruginea – огарь
Tadorna tadornoides – австралийская пега-
нка
Tetrao phasianellus – острохвостый тетерев
Tetrao urogallus – глухарь

Tetrastes bonasia – рябчик
Thalasseus maximus – королевская крачка
Tringa glareola – фифи
Tringa nebularia – большой улит
Troglodytes aedon – домовый крапивник
Turdus merula – черный дрозд
Turdus migratorius – странствующий дрозд
Turdus pilaris – дрозд-рябинник
Turdus viscivorus – дрозд-деряба
Tyto alba – сова

Upupa epops – удод
Uria aalge – тонкоклювая кайра
Vanellus vanellus – чибис
Vireo olivaceus – красноглазый виреон
Vireo philadelphicus – тонкоклювый виреон
Vireo solitarius – сероголовый виреон
Zenaidura macroura – плачущая горлица
Zonotrichia albicollis – белошейная овсянка

ОГЛАВЛЕНИЕ

Введение	3
<i>Глава 1</i>	
Химический элементный анализ птиц	15
Накопление и выведение элементов из организма птиц	40
Мультиэлементный анализ и его возможности в изучении популяций птиц	41
Методы анализа мультиэлементных данных	43
<i>Глава 2</i>	
Пестициды и диоксины в птицах	44
Пестициды, ПХБ, ПХДД и ПХДФ в диких птицах	44
Влияние хлорорганических экотоксикантов на индивидуальное развитие и популяционные показатели птиц	50
Пестициды и полихлорированные бифенилы в популяции полевого воробья	52
ПХДД и ПХДФ в детритной трофической цепи	63
ПХДД и ПХДФ в яйцах птиц	65
<i>Глава 3</i>	
Популяционная радиоэкология птиц	71
Накопление радионуклидов птицами	73
Влияние радиоактивного загрязнения на популяции птиц	76
Проблема переноса радионуклидов мигрирующими птицами	81
Биоразнообразие сообществ птиц в условиях радиоактивного загрязнения	82
Глобальный уровень накопления радионуклидов в птицах	83
<i>Глава 4</i>	
Тяжелые металлы в организме птиц	87
Накопление тяжелых металлов в организме птиц	87
Накопление тяжелых металлов птицами, обитающими в разных географических регионах	104
Центральная часть Европейской России, Белоруссия, Украина	
Польша	105
Нижний Дон, Приазовье, Калмыкия	107
Северный Кавказ	113
Монголия	114
Эфиопия	116

Экотоксикология городских птиц	119
Особенности пребывания птиц в городах	119
Экотоксиканты в городских птицах	121
Накопление тяжелых металлов в детритной трофической цепи	122
 <i>Глава 5</i>	
Географические популяции птиц в условиях загрязнения	126
Популяции птиц и их иерархия	126
Популяции в условиях загрязнения	129
 <i>Глава 6</i>	
Геохимические маркеры географических популяций птиц	137
Представления о биогеохимических провинциях	137
Геохимические маркеры популяций птиц	139
 <i>Глава 7</i>	
Популяционная экотоксикология птиц	154
Птицы как объект популяционной экотоксикологии	154
Методы оценки состояния популяций птиц	156
Место популяционной экотоксикологии птиц в системе экологиче- ских и экотоксикологических наук	160
 <i>Глава 8</i>	
Популяционная экотоксикология в биомониторинге и охране птиц	161
Методология экологического мониторинга	161
Птицы как объект биомониторинга	162
Экологический риск и охрана птиц	163
Литература	168
Список названий птиц	194

Научное издание

Лебедева

Наталья Викторовна

**ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ
И БИОГЕОХИМИЯ
ГЕОГРАФИЧЕСКИХ
ПОПУЛЯЦИЙ ПТИЦ**

Утверждено к печати

Ученым советом

Института проблем экологии и эволюции

им. А.Н. Северцова

Российской академии наук

Зав. редакцией *А.М. Гидалевич*

Редактор *Г.М. Орлова*

Художник *Ю.С. Шлепер*

Художественный редактор *В.Ю. Яковлев*

Технический редактор *В.В. Лебедева*

Корректоры *Г.В. Дубовицкая, А.В. Морозова*

Набор и верстка выполнены в издательстве
на компьютерной технике

ЛР № 020297 от 23.06.1997

Подписано к печати 20.10.99

Формат 60×90 1/16. Гарнитура Таймс

Печать офсетная

Усл.печ.л. 12,5. Усл.кр.-отт. 12,8. Уч.-изд.л. 14,6

Тираж 300 экз. Тип. зак. 540

Издательство "Наука"

117864 ГСП-7, Москва В-485, Профсоюзная ул., 90

Отпечатано с оригинал-макет

в Академической типографии «Наука» РАН

199034, Санкт-Петербург, 9 линия, 12

Н.В. ЛЕБЕДЕВА

ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ И БИОГЕОХИМИЯ ГЕОГРАФИЧЕСКИХ ПОПУЛЯЦИЙ ПТИЦ

Настоящая книга – обстоятельное исследование по экотоксикологии птиц.

Автору удалось собрать обширный материал по накоплению тяжелых металлов, пестицидов и радионуклидов в теле диких птиц России, Украины, Белоруссии, Польши, Эфиопии, Монголии, Вьетнама.

Впервые получены сведения об элементном составе, содержании плутония и диоксинов в теле птиц.

В России изучены особенности накопления экотоксикантов в географических популяциях многих видов птиц центральной части Европейской России, Предкавказья, Приазовья и Европейского Севера.

